

Capítulo 7

Uso de Lodo de Esgoto na Recuperação de Áreas Degradadas

Ladislau Araújo Skorupa, Manoel Dornelas de Souza, Adriana Marlene Moreno Pires, Heloíza Ferreira Filizola, Wagner Bettiol, Raquel Guini, Marcos Antonio Vieira Ligo

Introdução

“Área Degradada” é aquela que sofreu, em algum grau, perturbações em sua integridade, sejam elas de natureza física, química ou biológica. A terminologia empregada na literatura corrente para designar “Áreas Degradadas”, contudo, é bastante diversa, sendo comum a ênfase em apenas alguns aspectos de um determinado compartimento de um agroecossistema degradado, como o solo ou a cobertura vegetal, em detrimento de uma abordagem sistêmica.

Recuperação, por sua vez, pode ser definida como a reversão de uma condição degradada para uma condição não-degradada (MAJOER, 1989), independentemente de seu estado original e de sua destinação futura (RODRIGUES & GANDOLFI, 2001). Nesse sentido, de acordo com a natureza e a severidade da degradação e, por conseguinte, do esforço necessário para a reversão deste estado, algumas terminologias têm sido recomendadas (ex.: ARONSON et al., 1995 e RODRIGUES & GANDOLFI, 2001):

Restauração: retorno completo da área degradada às condições existentes antes da degradação, ou a um estado intermediário estável. Neste caso, a recuperação se opera de forma natural (resiliência), uma vez eliminados os fatores de degradação.

Reabilitação: retorno da área degradada a um estado intermediário da condição original, havendo a necessidade de uma intervenção antrópica.

Redefinição ou redestinação: recuperação da área com vistas ao uso/destinação diferente da situação pré-existente, havendo a necessidade de uma forte intervenção antrópica.

Em todos os casos, contudo, a recuperação de uma dada área degradada deve ter como objetivos recuperar sua integridade física, química e biológica (estrutura) e, ao mesmo tempo, recuperar sua capacidade produtiva (função), seja na produção de bens de consumo e matérias-primas, ou na prestação de serviços ambientais.

Neste capítulo, o termo recuperação de áreas degradadas com o uso de lodo de esgoto diz respeito à reabilitação e a redestinação de áreas severamente degradadas.

a) Áreas Degradadas: aspectos físicos, químicos e biológicos.

Dentre os compartimentos de um agroecossistema, o solo é, em última instância, aquele que uma vez submetido à degradação pode determinar o comprometimento da integridade de um agroecossistema. Dentre as principais causas de degradação do solo podem ser citadas: o manejo inadequado da terra e da cobertura vegetal nas atividades agropecuárias (desmatamentos, não observância das técnicas de conservação do solo para cultivo e pastagens, uso inadequado de agroquímicos, uso indiscriminado do fogo, irrigação inadequada, etc.), o desenvolvimento urbano (construções de estradas, terraplenagens) e as atividades envolvidas na exploração mineral, com a retirada ou o revolvimento de horizontes superficiais férteis, entre outras.

Além disso, a degradação do solo pode ser agravada por processos erosivos, como aqueles decorrentes da sua exposição à ação das chuvas, com a eliminação de camadas superficiais férteis, redundando em perda de nutrientes e matéria orgânica, compactação, salinização ou acidificação.

O comprometimento das características físicas e químicas dos solos também acarreta, por sua vez, o comprometimento de sua integridade biológica, pelo surgimento de condições desfavoráveis à manutenção das comunidades de organismos da fauna e flora (meso e micro), bem como das inter-relações entre eles (perda de biodiversidade). Em casos severos de degradação, isso resulta na impossibilidade do desenvolvimento e fixação

de uma vegetação, havendo a necessidade de uma intervenção antrópica (reabilitação ou redestinação). Nesses casos, a recuperação requer estratégias mais agressivas do que a simples remoção dos fatores de degradação ou a reposição de nutrientes.

b) Uso de Lodo de Esgoto

A alta deficiência de matéria orgânica, nutrientes e atividade biológica do solo são as principais características dessas áreas. A composição química do lodo de esgoto, juntamente com a sua capacidade de melhorar as condições físicas do solo, melhorando a formação de agregados, aumentando a capacidade de infiltração, a retenção de água e a aeração (TSUTYA 2000), faz do lodo de esgoto um resíduo com grande potencial de utilização para a recuperação de áreas com solos degradados. Além disso, as alterações nas propriedades químicas e físicas do solo estão intimamente relacionadas com a criação de condições favoráveis para o estabelecimento ou incremento das comunidades de micro e mesofauna (CARDOSO & FORTES NETO 2000), bastante reduzidas em áreas degradadas e de suma importância no restabelecimento da vegetação e na ciclagem de nutrientes (ODUM 1988).

As taxas de aplicação de lodo de esgoto na recuperação de áreas degradadas, embora variem bastante, são geralmente elevadas (TAMANINI 2005; BEZERRA 2006), alcançando até 450 Mg ha^{-1} (MALINA 1993). Em condições tropicais, apesar das vantagens apontadas da utilização do lodo de esgoto como um condicionador de solo e fertilizante, ainda há carência de informações que orientem o emprego seguro desse resíduo em doses elevadas com este objetivo, destacando-se os seus efeitos sobre as propriedades físico-químicas do solo, especialmente na estrutura e na taxa de fertilidade, além dos impactos sobre os diversos compartimentos do agroecossistema (BERTON 2000). Neste ponto, podem ser ressaltados a dinâmica de metais pesados e nutrientes na biomassa arbórea, arbustiva e herbácea em regeneração, o seu deslocamento no ecossistema, suas conseqüências sobre a fisiologia dos vegetais presentes, e as possíveis implicações sobre os microrganismos, a mesofauna e os animais silvestres. Da mesma forma, há necessidade de se entender melhor a dinâmica do nitrato resultante do processo de mineralização do nitrogênio orgânico, contido no lodo, na solução e no perfil do solo, bem como os riscos de sua lixiviação e contaminação das águas superficiais e subterrâneas.

No presente capítulo são apresentados e discutidos os efeitos da utilização de lodo de esgoto sobre propriedades físicas, químicas e microbiológicas do solo. Adicionalmente, são também discutidos os riscos de contaminação do solo e das águas pela lixiviação de metais pesados e de nitrato resultante da mineralização da matéria orgânica contida no lodo de esgoto. Ao lado da abordagem teórica dos aspectos apontados acima, são apresentados resultados alcançados pelo projeto "Uso de lodo de esgoto em plantações florestais e na recuperação de áreas degradadas", no âmbito do Edital 4, Tema 4, do Prosab.

c) Uso de lodo de esgoto na recuperação de áreas degradadas: área experimental e aspectos metodológicos (Edital 4, Tema 4).

A área degradada utilizada no experimento está localizada dentro das dependências da Embrapa Meio Ambiente, no município de Jaguariúna-SP, com cerca de 3.000 m². Trata-se de uma área que apresenta subsolo exposto e compactado devido a operações de terraplenagem ocorridas há 20 anos. O preparo inicial da área foi realizado utilizando-se arado de aiveca, seguido de arado de disco e gradagem.

O delineamento empregado foi o de blocos ao acaso, com 3 tratamentos (NPK, 100 Mg ha⁻¹ e 200 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, base seca) com 4 repetições. Foram utilizadas 40 espécies florestais nativas de diferentes estágios sucessionais (BUDOWSKI, 1965), sendo que nas áreas úteis das parcelas (centro) foi plantado, sistematicamente, um mesmo conjunto de 8 espécies. O espaçamento utilizado foi de 2 x 2 m.

O lodo de esgoto utilizado foi proveniente da ETE Jundiaí-SP, com 75% de umidade (Tabela 7.1).

Antes do início do preparo da área e da aplicação do lodo de esgoto, deu-se início às atividades necessárias à realização dos diagnósticos iniciais relativos à: (i) caracterização física e mineralógica dos solos, (ii) avaliação da fertilidade do solo, (iii) metais pesados, (iv) nitrato no perfil do solo e, (v) sua avaliação microbiológica.

O lodo de esgoto foi aplicado e distribuído uniformemente sobre o solo de cada parcela, e a seguir incorporado com arado de disco, seguido de gradagem.

A adubação NPK seguiu as recomendações para reflorestamentos mistos com espécies típicas da Mata Atlântica (GONÇALVES et al. 1996), tendo como base a análise de fertilidade do solo de cada parcela (0-20cm).



Figura 7.1 Vistas gerais da aplicação e incorporação do lodo de esgoto na área experimental degradada.

Tabela 7.1 Análise química do lodo de esgoto proveniente da ETE Jundiaí, SP.

Parâmetros físico-químicos	Unidades (base seca)	Valores
Alumínio	mg/kg Al	6565
Arsênio	mg/kg As	<0,002
Bário	mg/kg Ba	243
Boro	mg/kg B	26
Cádmio	mg/kg Cd	4,7
Cálcio	mg/kg Ca	4145
Carbono Orgânico Total	%	1320
Chumbo	mg/kg Pb	62
Cobre	mg/kg Cu	253
Cromo Total	mg/kg Cr	50
Enxofre	% S	0,3
Ferro	mg/kg Fe	8675
Fósforo Total	mg/kg P	2943
Magnésio	mg/kg Mg	672
Manganês	mg/kg Mn	196
Mercurio	mg/kg Hg	<0,0002
Molibdênio	mg/kg Mo	1,6
Nitrogênio Nitrato	mg/kg N	947
Nitrogênio Nitrito	mg/kg N	1777,4
Nitrogênio Total (Kjeldahl)	mg/kg N	669,25
Níquel	mg/kg Ni	12
pH	-	7,7
Potássio	mg/kg K	353
Selênio	mg/kg Se	<0,0002
Sólido Volátil	mg/kg N	19,2
Sódio	mg/kg Na	761
Umidade e Voláteis a 105°C	%	67,1
Zinco	mg/kg Zn	321

Efeito do Lodo de esgoto sobre a fertilidade do solo

A disposição final do lodo de esgoto no solo sem provocar impactos ambientais adversos, depende, dentre outros fatores, das características físico-químicas e biológicas do solo, composição e quantidade do resíduo a ser aplicado e manejo adequado da cultura e vegetação no local de aplicação.

A composição química do lodo é de suma importância na recomendação da quantidade a ser aplicada no solo. As recomendações são normalmente baseadas no valor de fertilização (N, P, K), levando-se em consideração as concentrações de metais pesados presentes no lodo, além da presença de patógenos.

Embora lodos de esgoto possuam um teor relativamente alto de carbono orgânico (variável entre 23 e 37% nos lodos utilizados neste experimento), após sua aplicação há um expressivo consumo de matéria orgânica no solo, até que seja alcançado novo equilíbrio da relação C:N (ROWELL et al., 2001). Estima-se que toda a matéria orgânica contida no lodo é consumida na reação, o que indica que o lodo, na grande maioria dos casos, não se constitui como fonte de matéria orgânica em si. O resultado do equilíbrio no solo e na produção de biomassa que será incorporada ao solo, principalmente raízes, é que efetivamente promovem o aumento da matéria orgânica, portanto, via ciclagem de nutrientes. Hue et al. (1988) verificaram aumento dos teores de carbono no solo com lodo de esgoto adicionado, enquanto que Ros (1993) e Melo (1994) observaram que mesmo com o aumento do teor de carbono, o seu tempo de residência no solo foi muito curto, em razão da rápida decomposição. Martins (2001) não observou efeitos de lodo de esgoto nos teores de matéria orgânica do solo, após quatro anos. Dados de Oliveira et al. (2002) mostram que duas aplicações sucessivas de lodo de esgoto promoveram aumentos imediatos nos teores de C orgânico (doses de 33, 66 e 99 Mg ha⁻¹ de lodo de Barueri), com decréscimo do elemento no decorrer de dois anos agrícolas. Houve redução na taxa de decréscimo, por ocasião da segunda aplicação de lodo, evidenciando o acúmulo relativo de C-orgânico no solo, decorrente das aplicações sucessivas do resíduo. Cegarra (1983) também cita aumentos de carbono, com aplicações na ordem de 90 Mg ha⁻¹.

Por ser um elemento presente em grande quantidade no solo, as variações nos estoques de carbono são lentas e difíceis de quantificar em curto prazo, pois são pequenas em relação à grande quantidade presente e variabilidade natural do solo. Mesmo aplicando-se grandes quantidades de matéria orgânica, obtêm-se pequenas variações de carbono orgânico no solo. Por exemplo, para se obter um incremento próximo a 1% no teor de carbono do solo, seriam necessários aproximadamente 40 Mg ha⁻¹ de lodo (utilizando-se no cálculo os seguintes valores: densidade do solo: 1,27 kg dm⁻³; teor de C no lodo: 30%; fração de degradação de carbono do lodo: 15%). Tal dose de lodo, no entanto, disponibilizaria nitrogênio no solo em quantidades muito superiores às necessidades de uma cultura anual, tornando-se fonte potencial de contaminação ambiental, por lixiviação, por volatilização ou por desnitrificação. Este último processo pode ser intensificado com aplicações de doses elevadas de matéria orgânica ao solo, especialmente em solos tropicais, em que se tem elevado teor de água no solo associado, em geral, a elevadas temperaturas (CRASWELL, 1978).

O lodo de esgoto pode fornecer às plantas, em quantidades satisfatórias, com exceção do potássio, todos os nutrientes essenciais para culturas como Pinus, milho, trigo, soja, arroz, feijão, sorgo, pastagens e cana-de-açúcar. A maioria dos nutrientes no lodo de esgoto está na forma orgânica (SABEY, 1980). Para condições de clima temperado, Walsh (1979) acredita que os nutrientes do lodo de esgoto são liberados lentamente com o desenvolvimento das plantas, reduzindo as perdas. Entretanto, não se conhece a dinâmica para solos tropicais, onde a decomposição da matéria orgânica é mais intensa.

A Tabela 7.2 apresenta valores de macronutrientes e de outras variáveis físico-químicas do solo na camada 0-20 cm, quatro meses após a aplicação dos tratamentos na área experimental degradada. Nesse período, houve acúmulo de fósforo, cálcio e magnésio. O potássio não sofreu alteração e houve diminuição do pH na dose de 200 Mg ha⁻¹. Este efeito sobre o pH é sempre observado em doses elevadas de lodo, requerendo, às vezes, que seja feita correção anualmente. Como pode ser observado, o pH na dose de 200 Mg ha⁻¹ se mostrou fortemente ácido, havendo com isso o aumento no teor de alumínio. O teor de matéria orgânica apresentou-se baixo, mesmo no tratamento de 100 Mg ha⁻¹, sendo considerado alto apenas na dose de 200 Mg ha⁻¹. No caso do fósforo, houve uma grande variabilidade entre repetições, mas em média apresentou-se alto para

todos os tratamentos. A adição de lodo não aumentou o teor de potássio, o qual permaneceu em níveis médios para todos os tratamentos. Houve aumento substancial nos teores de cálcio e magnésio com a adição e incorporação do lodo ao solo.

Tabela 7.2 Caracterização química do solo das parcelas experimentais da área degradada (macronutrientes e outras variáveis) na profundidade de 0 a 20 cm, 4 meses após a aplicação dos tratamentos.

Trat.	Valores	pH		M.O	P	K	Ca	Mg	Al	H	CTC	V
		CaCl ₂	água	(%)	(ppm)	mEq/100mlTFSa						(%)
NPK	Média	5,3	6,0	0,8	14,1	0,2	2,3	0,8	0,1	3,5	7,0	47,9
	Dp	0,15	0,24	0,7	14,15	0,06	0,36	0,216	0	0,479	0,17	7,66
100 Mg ha ⁻¹	Média	5,5	6,2	1,4	30,4	0,2	3,2	1,0	0,1	2,9	7,4	59,8
	Dp	0,058	0,05	0,5	12,32	0,061	0,24	0,32	0	0,387	0,52	4,99
200 Mg ha ⁻¹	Média	4,6	5,4	3,2	76,0	0,2	6,5	2,1	0,7	3,9	13,5	65,0
	Dp	0,519	0,57	0,1	28,16	0,049	1,66	1,184	0,299	0,33	3,21	4,11

Quanto aos micronutrientes, houve acúmulo de todos os elementos na camada 0-20 cm nesse período, com exceção do Boro que não sofreu alteração. Os teores de enxofre foram considerados altos para todos os tratamentos. A saturação por sódio (100Na/T) foi de 3,71% para o tratamento testemunha (NPK), 3,51% para o tratamento 100 Mg ha⁻¹ e de 6,67% para o tratamento 200 Mg ha⁻¹, conferindo neste caso um caráter solódico (6 a 15% de saturação) para a camada analisada. Os teores de ferro passaram de médio na testemunha para alto no tratamento 200 Mg ha⁻¹ e o manganês, apesar do aumento sofrido com a dose de lodo, ainda encontrava-se em níveis médios. Os teores de cobre também tiveram aumentos substanciais, passando de médio na testemunha para alto no tratamento 200 Mg ha⁻¹. O zinco teve comportamento parecido com o do cobre, passando de médio na testemunha e 100 Mg ha⁻¹ para alto no tratamento 200 Mg ha⁻¹. O boro permaneceu baixo na testemunha e 100 Mg ha⁻¹ e teve um pequeno aumento no tratamento 200 Mg ha⁻¹, passando neste caso para o nível médio.

Tabela 7.3 Caracterização química do solo nas parcelas experimentais da área degradada (micronutrientes, enxofre e sódio) na profundidade de 0 a 20 cm, 4 meses após a aplicação dos tratamentos.

Trat.	Repetição	S	Na	Fe	Mn	Cu	Zn	B
		mg/l						
NPK	Média	34,4	6,3	35,7	38,7	9,3	13,7	0,4
	Dp.	21,23	1,71	15,3	14,15	4,8	11,4	0,1
100 Mg ha ⁻¹	Média	57,8	20,8	118,4	76,8	19,3	27,1	0,4
	Dp	16	7,41	28,2	11,67	7,0	11,6	0,115
200 Mg ha ⁻¹	Média	94,9	38,8	245,9	112,9	47,8	71,6	0,7
	Dp.	47,38	11,6	18,7	33,6	11,6	12,3	0,096

Decorrido um ano da aplicação dos tratamentos, observou-se que alguns nutrientes como cálcio e magnésio lixiviaram pelo perfil do solo, redistribuindo-se até a profundidade de 140cm (Figura 7.2), influenciando os valores de CTC e saturação de bases no perfil. A lixiviação de cálcio e magnésio ocorre, principalmente porque o nitrato em lixiviação arrasta cátions como íons acompanhantes, entre eles o cálcio e o magnésio. Houve diminuição do pH em função da dose de lodo, o que já era esperado. O teor de matéria orgânica apresentou um valor mais elevado na superfície em função das doses aplicadas, mas em relação às doses iniciais, houve diminuição.

Após um ano da aplicação dos tratamentos com lodo de esgoto, observou-se um acúmulo no perfil do solo dos elementos zinco, cobre, ferro e manganês até a profundidade de 80 cm (Figura 7.3).

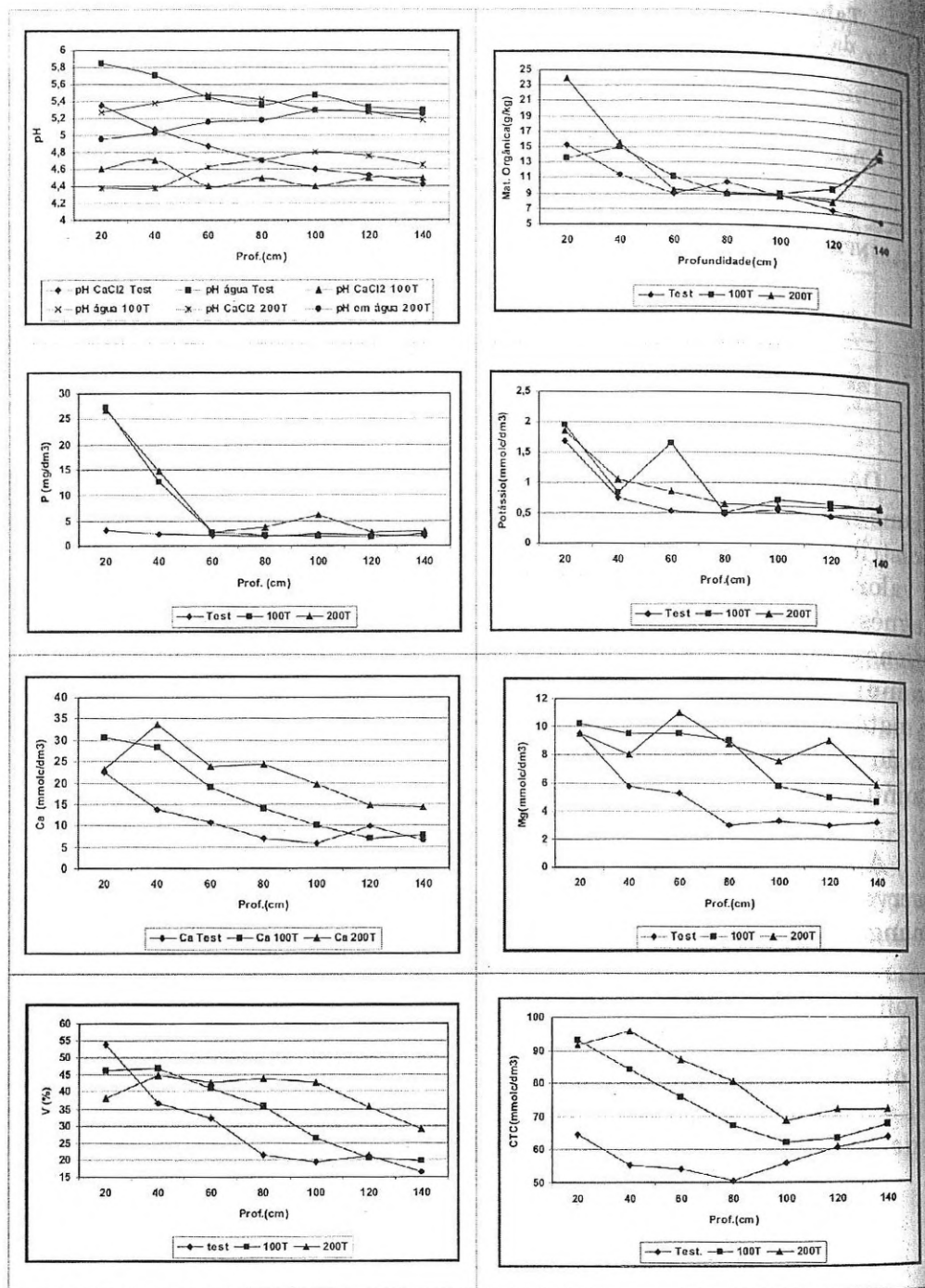


Figura 7.2 Valores de pH, Matéria Orgânica, P, K, Ca, Mg, V e CTC no perfil do solo, 1 ano após a aplicação dos tratamentos NPK; 100 Mg ha⁻¹ e 200 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto..

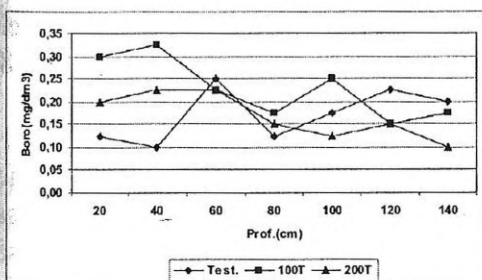
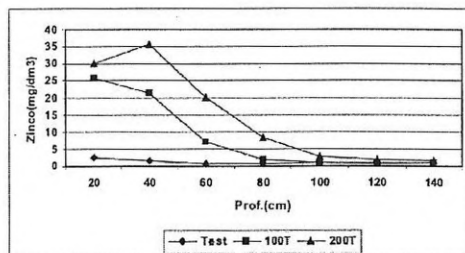
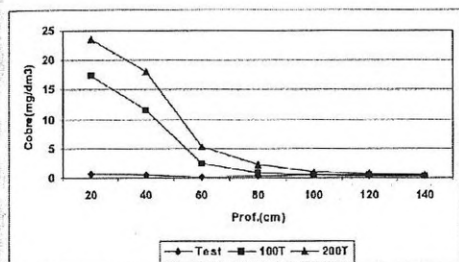
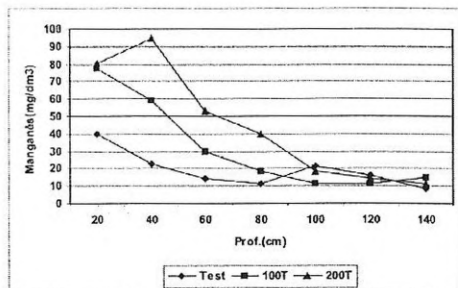
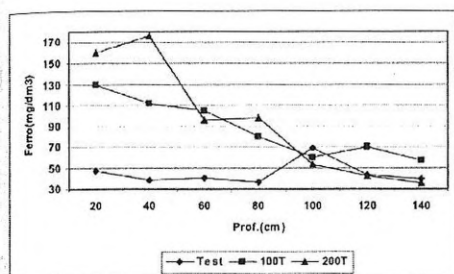
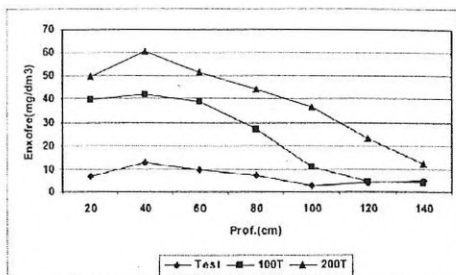
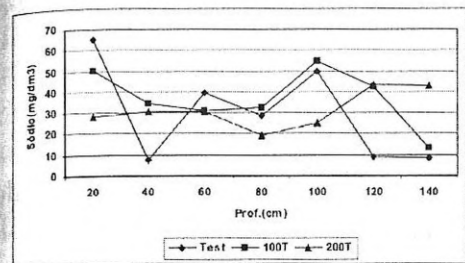


Figura 7.3 Concentração de Na, S, Fe, Mn, Cu, Zn e B no perfil do solo, 1 ano após a aplicação dos tratamentos NPK; 100 Mg ha⁻¹ e 200 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto..

O enxofre aumentou em profundidade até 140 cm para a dose 200 Mg ha⁻¹ e até 100 cm para a dose de 100 Mg ha⁻¹. O sódio apresentou comportamento difuso no perfil, não evidenciando o efeito das doses de lodo.

Efeito do lodo de esgoto sobre parâmetros físicos do solo

Os parâmetros físicos do solo podem ser agrupados em três grandes grupos, que permitem separar os principais processos que ocorrem no solo. O primeiro grupo, denominado de mecânico, inclui a textura, a estrutura, a distribuição de tamanhos de poros e a profundidade do solo. Estes atributos influenciam em vários processos que modificam a estrutura do solo como compactação, adensamento, formação de crosta, selamento da superfície, infiltração de água e escoamento superficial. O segundo grupo, denominado de hidrológico, inclui a retenção e transmissão de água, a drenagem de superfície e de sub-superfície que interfere nos processos de lixiviação e a drenagem profunda. O terceiro grupo, chamado de térmico, consiste na capacidade de aquecimento e na condutividade térmica os quais interagem com o clima e com o regime de umidade do solo e influenciam na temperatura do solo e no fluxo de calor. Estes atributos influenciam amplamente os processos de mineralização da matéria orgânica, de respiração microbiana e denitrificação interferentes na biodiversidade do solo, além de influenciarem as trocas gasosas entre solo e atmosfera (LAL, 1994).

Alguns destes parâmetros físicos do solo, como temperatura e umidade, podem passar por mudanças diurnas, enquanto outros, como densidade e porosidade, passam por mudanças sazonais. As mudanças na estrutura do solo são relativamente vagarosas e mensuráveis em período de tempo de 1 a 2 anos. As mudanças na textura do solo são extremamente vagarosas e são usualmente causadas por erosão acelerada da superfície. Mudanças na textura são difíceis de observar em períodos menores que 3 a 5 anos (LAL, 1994).

O efeito do lodo de esgoto nas condições físicas do solo tem sido avaliado há pelo menos quarenta anos. Os resultados destas pesquisas mostram que os efeitos provenientes da adição de lodo ao solo são justificados principalmente pela grande quantidade de matéria orgânica apresentada por este resíduo (BERNARDES, 1982). Após a incorporação

de lodo de esgoto, os atributos do solo que podem sofrer alteração pela aplicação deste resíduo são a densidade, a porosidade (MORAES, 1990; MARCIANO, 1999), a capacidade de retenção de água (MORAES, 1990; DICK & McCOY, 1993), a estabilidade dos agregados (EPSTEIN, 1975; LOGAN & HARRISON, 1995; LOGAN et al., 1996), a infiltração da água, a condutividade hidráulica (DICK & McCOY, 1993; MARCIANO, 1999) e a capacidade térmica (DICK & McCOY, 1993).

a) Efeito do lodo de esgoto na densidade do solo

A efetiva profundidade de enraizamento é um importante indicador de produtividade do solo e pode ser avaliada a partir das características deste último. Os aspectos do solo que restringem o desenvolvimento das raízes podem ser relacionados às propriedades físicas, químicas ou nutricionais. Fisicamente, solos estratificados de alta dureza ou alta densidade restringem ou limitam o crescimento das raízes. O aumento ou a diminuição de densidade do solo interfere na porosidade do solo e na resistência à penetração das raízes.

A avaliação da densidade do solo permite a avaliação do grau de compactação, que quando elevado limita a profundidade de enraizamento. O conhecimento a respeito desta relação já é conhecido desde meados do século passado como mostram vários estudos, dentre eles os de Gupta et al. (1977) em solo arenoso e de Wei et al. (1985) em solo argiloso. Os dois estudos mostraram que há uma redução linear da densidade do solo em função do aumento do conteúdo de matéria orgânica. Khaleel et al. (1981), analisando dados de 12 estudos sobre efeitos a curto e longo prazo da aplicação de lodo de esgoto em solos, mostraram que há uma relação entre o incremento do percentual relativo do carbono orgânico do solo (CO) e a redução percentual relativa na densidade do solo (ds) e que esta relação pode ser expressa por uma equação de regressão linear:

$$ds = 3,99 + 6,99CO.$$

b) Efeito do lodo de esgoto na infiltração, na condutividade hidráulica e na retenção de água no solo.

O termo infiltração designa o processo de penetração da água no solo. O processo de infiltração está condicionado por diversos fatores sendo os

mais significativos as características hidrodinâmicas, a textura e a estrutura do solo.

Quando o solo não permite, pelos mais diversos fatores, que a infiltração de água no solo se inicie, ou que aconteça a uma velocidade muito aquém da necessária, o processo dominante passa a ser o escoamento superficial, que geralmente engendra a perda de solo. Já a propagação no solo da água infiltrada e o processo de redistribuição desta, têm um papel muito importante para a agricultura.

Epstein et al. (1976) verificaram que a aplicação de doses de lodo de esgoto elevava o conteúdo de água no solo, enquanto Felton (1995) verificou que a curva de retenção de água, em um solo argiloso e compactado tratado com lodo de esgoto, se aproximava mais daquela de um solo de textura arenosa ou recentemente revolvido.

Muitas vezes elevadas taxas de adição de lodo ou outro material orgânico são necessárias para induzir mudanças estatisticamente significativas na condutividade hidráulica do solo saturado (Jacobowitz & Steenhuis, 1984; Wei et al., 1985). Segundo Epstein (1975); Gupta et al. (1977); Morel et al. (1978); Chang et al. (1983); Wei et al. (1985) e Marciano (1999), os solos, numa ampla faixa de texturas, apresentam condutividade hidráulica em solo saturado, maior nas parcelas tratadas com lodo do que nas parcelas testemunhas. Já Logan et al. (1996) não obtiveram efeitos significativos sobre a condutividade hidráulica do solo saturado, independentemente da textura do solo utilizado. Isto permite inferir que a textura de um solo não é o único fator interveniente neste processo.

Gupta et al. (1977) verificaram que em qualquer conteúdo de água, a difusividade hidráulica diminuiu com o aumento da dose de lodo aplicada. A condutividade hidráulica do solo não saturado decresceu com o aumento da dose aplicada para qualquer conteúdo de água, exceto para a saturação. Marciano (1999) verificou que a condutividade hidráulica nos potenciais mátricos 0,25, 0,50 e 1,0 kPa foram significativamente menores que nas parcelas testemunhas.

c) Argila dispersa em água

Como dito anteriormente, um dos agentes cimentantes do solo é a argila, sendo esta a grande responsável pela estabilidade dos agregados

em solos com pouca matéria orgânica. Conforme a quantidade de matéria orgânica aumenta no solo, o papel da argila como agente cimentante diminui (BAVER et al., 1972). Assim, a avaliação do grau de dispersão da argila em água é uma boa indicação da estabilidade do solo e da interferência do lodo de esgoto sobre esta variável, já que uma alta taxa de dispersão da argila nos solos resulta em instabilidade estrutural e em problemas de manejo dos mesmos. Segundo Lal (1994), quando a argila dispersa em água está em torno de 4%, há evidência de pouca mobilidade das argilas e alta resistência à dispersão.

Os processos de dispersão e floculação de argilas dependem da espessura da dupla camada elétrica (ou difusa) e da força iônica do meio. Em camadas finas e em função das elevadas forças iônicas, surge um mínimo de energia potencial que estabiliza os agregados, floculando as partículas coloidais.

De acordo com Novotny & Martin-Neto (1999), determinadas substâncias desenvolvem cargas elétricas na superfície, quando em contato com um meio polar. Os possíveis mecanismos de geração dessas cargas podem ser a ionização (no caso das substâncias húmicas), a adsorção ou a dissociação de íons. A ionização, no caso das substâncias húmicas, é o mecanismo mais importante, devido à existência de grupos carboxílicos e fenólicos em sua estrutura. A maior ou menor dispersão baseia-se no fato de que há um balanço entre a repulsão das cargas da dupla camada elétrica entre partículas coloidais e a interação das forças atrativa de van der Waals entre essas partículas.

Mas, apesar da maior parte da literatura falar dos efeitos benéficos da matéria orgânica sobre a estabilidade dos agregados, o aumento do carbono orgânico no solo pode também provocar dispersão de argilas. Este comportamento dispersivo foi mostrado por Oades (1984). Mais recentemente, Mbagwu et al. (1993) verificaram que a adição de ácido húmico em solos causou aumento da dispersão de argila em diversos tipos de solos.

Este processo resulta da alta concentração de ácidos húmicos que, penetrando no retículo cristalino da argila, formam quelatos complexos com os cátions polivalentes, quebrando a frágil ligação eletrostática entre a argila e a matéria orgânica, deslocando as partículas de argila.

Este papel duplo da matéria orgânica no solo, ora agregando, ora dispersando o solo, leva a diferentes comportamentos em diferentes situações, não sendo possível antever se as correlações entre quantidade de matéria orgânica e estabilidade de agregados serão positivas ou negativas. A ausência de minerais de argila expansíveis neste meio poderia também ser a razão da dispersão da argila.

A qualidade da matéria orgânica do lodo também interfere na agregação, como em alguns casos quando a matéria orgânica do lodo não incrementa a CTC do solo, o que deve afetar a dispersão de argilas.

Nas Tabelas 7.4, 7.5 e 7.6 são apresentados dados relativos a alguns atributos físicos do solo da área degradada em estudo, antes da aplicação dos tratamentos e após um ano.

Tabela 7.4 Caracterização física dos atributos macro, micro e porosidade total, densidade e umidade gravimétrica a 0,1, 0,2 e 0,3 bares, na profundidade de 0-10 cm, nas parcelas experimentais da área degradada, antes da aplicação dos tratamentos e após um ano.

Parcelas/ Trat	Valores	Macro	Micro	P. total	Dens.	0,1bar	0,2bar	0,3bar
		(%)			Kgdm ⁻³	(%)		
NPK antes	Média	20,7	28,7	49,4	1,2	21,8	20,7	19,8
	Dp	0,9	4,3	4,4	0,09	1,8	1,8	1,9
NPK Depois	Média	31,1	28,4	59,4	1,2	27,0	nd*	nd
	Dp	2,3	1,6	1,5	0,0	1,0	nd	nd
100 Mg ha ⁻¹ Antes	Média	18,9	33,1	52,0	1,3	23,7	22,4	21,3
	Dp	2,0	1,2	2,2	0,15	3,2	3,4	3,1
100Mgha ⁻¹ Depois	Média	25,3	27,3	52,6	1,2	26,0	nd	nd
	Dp	0,9	3,1	2,2	0,0	3,0	nd	nd
200 Mg ha ⁻¹ Antes	Média	17,6	33,6	51,2	1,3	22,2	21,4	20,4
	Dp	3,4	2,8	4,1	0,07	2,1	1,7	1,6
200 Mg ha ⁻¹ Depois	Média	21,5	31,3	52,9	1,2	30,0	nd	nd
	Dp	1,4	3,2	4,2	0,1	3,0	nd	nd

* = Não determinado

Na profundidade de 0-10 cm, observa-se que houve aumento na macroporosidade e diminuição da densidade do solo em função da dose aplicada. A retenção de água também sofreu um incremento em função da dose. Como os efeitos em alguns atributos físicos podem levar

eventualmente vários anos para serem detectados de forma mais definitiva, é bastante provável que estes dados irão sofrer alterações ao longo do tempo. Deve ser destacado, que ainda existe muito resíduo orgânico para ser mineralizado e o resultado deste processo deverá ser observado somente a longo prazo.

Na profundidade de 10-20 cm também houve uma variação na porosidade e na capacidade de retenção de água nos momentos analisados (Tabela 7.5).

Tabela 7.5 Caracterização física dos atributos macro, micro e porosidade total, densidade e umidade gravimétrica a 0,1, 0,2 e 0,3 bares, na profundidade de 10-20 cm, nas parcelas experimentais da área degradada, antes da aplicação dos tratamentos e após um ano.

Parcelas/ Trat	Valores	Macro	Micro	P. total	Dens.	0,1bar	0,2bar	0,3bar
		(%)			Kgdm ⁻³	(%)		
NPK	Média	15,9	27,6	43,5	1,2	21,2	20,2	19,3
Antes	Dp	2,5	6,6	9,1	0,20	1,3	1,3	1,5
NPK	Média	22,3	30,4	52,7	1,3	28,0	nd*	nd
Depois	Dp	1,6	1,9	1,3	0,0	2,0	nd	nd
100 Mg ha ⁻¹	Média	15,7	31,9	47,6	1,4	21,5	20,4	19,3
Antes	Dp	4,0	3,9	3,7	0,12	1,6	1,2	1,3
100Mgha ⁻¹	Média	16,4	31,7	48,0	1,5	31,0	nd	nd
Depois	Dp	6,3	4,7	2,5	0,1	5,0	nd	nd
200 Mg ha ⁻¹	Média	14,6	32,0	46,6	1,4	20,4	19,4	18,7
Antes	Dp	1,6	5,5	6,4	0,18	2,1	1,8	1,8
200 Mg ha ⁻¹	Média	24,1	33,0	57,0	1,1	32,0	nd	nd
Depois	Dp	8,3	3,9	12,0	0,4	4,0	nd	nd

* = Não determinado

Mesmo na profundidade de 20-40 cm houve algum efeito da dose de lodo, principalmente para a maior dose (Tabela 7.6). Notadamente, o parâmetro mais sensível parece ser a retenção de água no perfil de solo, que mostrou aumento inclusive no tratamento com adubação mineral. Apesar das espécies florestais terem se desenvolvido menos no tratamento com adubação mineral, houve o desenvolvimento de uma boa massa de gramíneas, o que contribui para a melhoria da porosidade e da distribuição de tamanho de poros, afetando, por sua vez, a retenção de água.

Tabela 7.6 Caracterização física dos atributos macro, micro e porosidade total, densidade e umidade gravimétrica a 0,1, 0,2 e 0,3 bares, na profundidade de 20-40 cm, nas parcelas experimentais da área degradada, antes da aplicação dos tratamentos e após um ano.

Parcelas/ Trat	Valores	Macro	Micro	P. total	Dens.	0,1bar	0,2bar	0,3bar
		(%)			Kgdm ⁻³	(%)		
NPK	Média	12,5	29,8	42,3	1,3	21,0	19,9	19,1
Antes	Dp	1,6	5,7	7,3	0,21	0,1	0,3	0,4
NPK	Média	19,6	32,0	51,6	1,4	30,0	nd*	nd
Depois	Dp	3,7	2,3	3,4	0,1	2,0	nd	nd
100 Mg ha ⁻¹	Média	15,8	34,0	49,8	1,4	22,0	20,6	19,7
Antes	Dp	2,2	2,5	1,6	0,10	2,6	2,1	2,0
100Mgha ⁻¹	Média	18,3	31,3	49,7	1,4	30,0	nd	nd
Depois	Dp	3,1	3,6	2,3	0,1	4,0	nd	nd
200 Mg ha ⁻¹	Média	11,2	33,2	44,4	1,5	20,3	19,9	18,9
Antes	Dp	4,1	4,2	7,3	0,16	2,4	2,8	2,4
200 Mg ha ⁻¹	Média	16,5	34,4	50,9	1,4	34,0	nd	nd
Depois	Dp	7,7	7,9	8,6	0,2	8,0	nd	nd

* = Não determinado

Lixiviação de Nitrato

Um dos riscos inerentes ao uso inadequado do lodo de esgoto é a possibilidade de contaminação de lençóis freáticos e cursos de água por nitrato, um subproduto da mineralização do nitrogênio orgânico presente no mesmo. Quando presente em excesso na água destinada ao uso doméstico e em plantas folhosas (verduras), esse ânion pode causar problemas de saúde ao homem e aos animais domésticos.

As hortaliças folhosas tendem a acumular nitrato (NO₃⁻) nos seus tecidos que, ao ser ingerido, pode ser reduzido para nitrito (NO₂⁻) no trato digestivo. Este, ao entrar na corrente sanguínea, oxida o ferro (Fe²⁺ a Fe³⁺) da hemoglobina, produzindo a metahemoglobina. Esta forma de hemoglobina é inativa e incapaz de transportar o O₂ para a respiração normal das células dos tecidos, causando a chamada metahemoglobinemia. O nitrito pode também combinar com aminas formando nitrosaminas, as quais são consideradas cancerígenas e mutagênicas.

A intensidade luminosa parece ser, dentre os fatores ambientais, o de influência mais marcante no acúmulo de nitrato em plantas. Um acúmulo de nitrato ocorre quando as plantas são submetidas à baixa intensidade luminosa. A explicação é que nessas condições não haveria nos cloroplastos um fluxo de elétrons via ferredoxina suficiente para a redutase do nitrito ($R\text{-NO}_2$) reduzir o NO_2^- a NH_4^+ , com o conseqüente acúmulo de NO_2^- . Este acúmulo de NO_2^- (em baixas concentrações, pois é fitotóxico), promoveria uma inibição na atividade da redutase do nitrato ($R\text{-NO}_3^-$) no citoplasma, acumulando, assim, o NO_3^- absorvido.

O nitrato é uma das formas inorgânicas do N no solo e, juntamente com o amônio, constitui produto final da mineralização do N orgânico contido em qualquer resíduo orgânico após adição ao solo. Por ser repellido pelas partículas do solo que geralmente apresentam carga elétrica líquida negativa esse ânion permanece livre na solução. Em conseqüência disso, a quantidade presente na camada arável do solo que não seja aproveitada pelas plantas fica sujeita à lixiviação, podendo, ao longo do tempo, atingir o lençol freático e os corpos de água por ele alimentados. Trabalhos desenvolvidos no Brasil, como os de Mattiazzo & Andrade (2000) e Oliveira et al. (2001), indicam que, dependendo das doses de lodo aplicadas, quantidades consideráveis de nitrato podem ser lixiviadas da camada arável dos solos para além da zona de exploração das raízes das plantas. As normas para o uso agrícola do lodo de esgoto refletem a preocupação com essa questão, destacando, entre outros parâmetros utilizados na definição da dose a ser aplicada, a quantidade de nitrogênio do lodo que ficará disponível durante a safra. Essa quantidade corresponde ao nitrogênio na forma mineral (amônio + nitrato) originalmente contida no lodo, somada à fração do nitrogênio orgânico que será mineralizada durante o ciclo da cultura (CETESB, 1999). Essa fração varia geralmente entre 20% e 30%, conforme o lodo seja originado de processos de digestão anaeróbia ou aeróbia (TSUTIYA, 2001). Portanto, 70% a 80% do nitrogênio orgânico adicionado via lodo de esgoto permanece no solo após a colheita. A esse nitrogênio orgânico remanescente se soma o que é adicionado na safra seguinte, originando um processo cumulativo cujos efeitos sobre a geração e a lixiviação de nitrato são ainda pouco estudados em solos tropicais, principalmente em condições de campo.

a) Mineralização de Nitrogênio

O nitrogênio é o elemento que geralmente limita o crescimento das plantas. Assim, o conhecimento da taxa de mineralização do N orgânico é um dos principais fatores que determinam a quantidade de lodo a ser aplicada no solo, sem provocar um excesso de nitrato que possa contaminar os mananciais de água.

Vários estudos utilizando o método de incubação em laboratório apresentaram amplas variações nos resultados de mineralização do nitrogênio de diferentes tipos de lodo. Por exemplo, 6% de um lodo na forma de composto, em 54 dias (TESTER et al, 1977); 4 a 48% de um lodo anaeróbio, em 16 semanas (RYAN et al, 1973); 25% de um lodo primário, 40% de um lodo ativado, 15% de um lodo anaeróbio e 8% de um lodo na forma de composto, em 16 semanas (PARKER & SOMMERS, 1983). Boeira et al (2002) verificaram, em condições laboratoriais, que a fração potencial de mineralização do nitrogênio orgânico de dois lodos, um proveniente da cidade de Barueri e outro de Franca, foi estimada em 31%, variando de 20 a 38%.

Nas Figuras 7.4 e 7.5 são apresentados os resultados obtidos com os testes de mineralização do lodo de Jundiaí (SP) aplicado na recuperação da área experimental degradada. Durante o período experimental, os teores de amônio nos tratamentos com lodo foram superiores ao da testemunha nos primeiros 35 dias de incubação. Após esse período, os teores diminuíram e se estabilizaram para todos os tratamentos. Os maiores valores de nitrato acumulado ocorreram no período de 50 dias de incubação. Após esse período, os valores acumulados de nitrato + amônio não foram crescentes, apresentando uma rápida estabilização da taxa de mineralização do N orgânico proveniente do lodo.

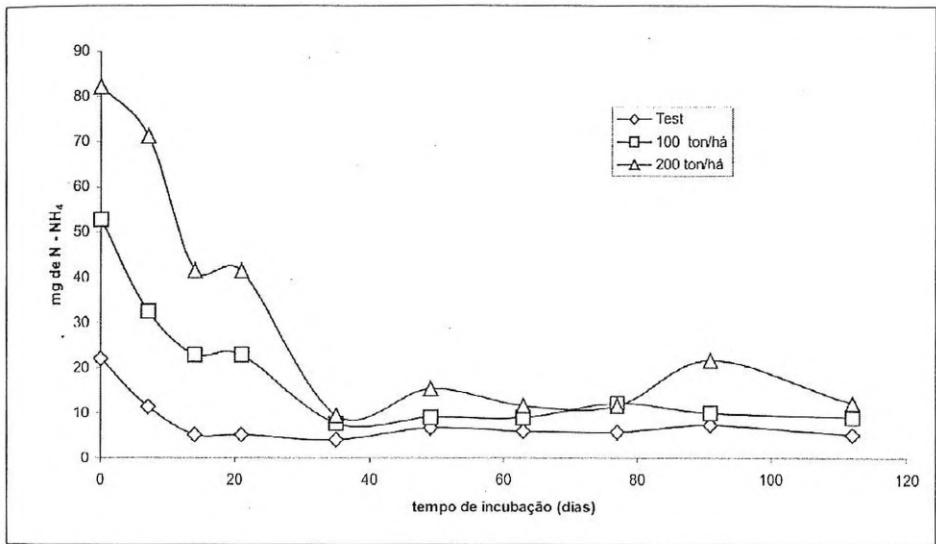


Figura 7.4 Variação de N- NH₄ nos três tratamentos em função do tempo de incubação do lodo.

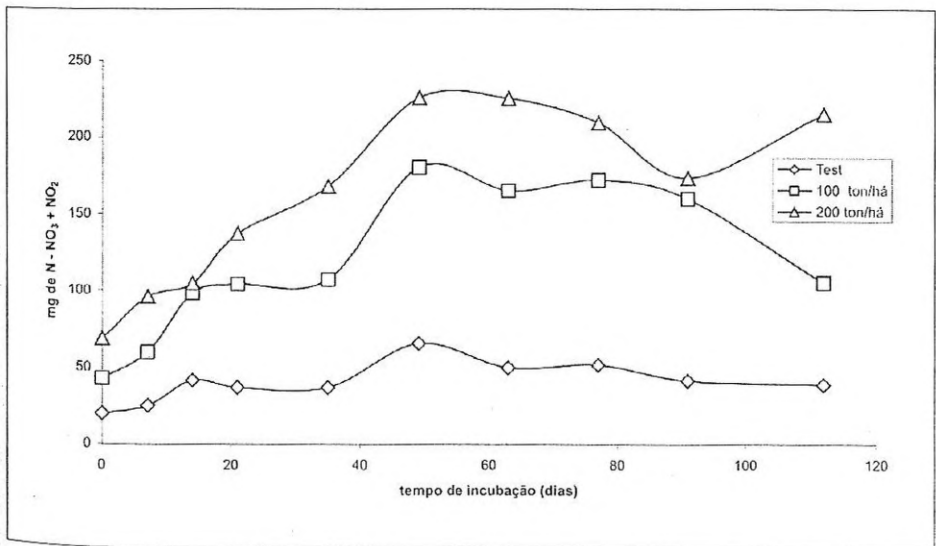


Figura 7.5 Variação de N- NO₃ + NO₂ nos três tratamentos em função do tempo de incubação do lodo.

b) Amônio no perfil do solo

A coleta das amostras no perfil foi realizada 1 mês após a aplicação dos tratamentos NPK, 100 Mg ha⁻¹ e 200 Mg ha⁻¹. As amostras foram coletadas de 20 em 20 cm, sendo utilizados, para efeito gráfico, os valores

intermediários de cada profundidade. Na Figura 7.6 é apresentada a distribuição dos teores de amônio no perfil de solo, onde se observa um acúmulo de amônio em função da dose de lodo até a profundidade de 40cm. Do período da aplicação até a data da primeira coleta, choveu 104 mm. Após um ano da aplicação dos tratamentos, a concentração de amônio baixou acentuadamente, se equiparando praticamente aos valores do tratamento testemunha.

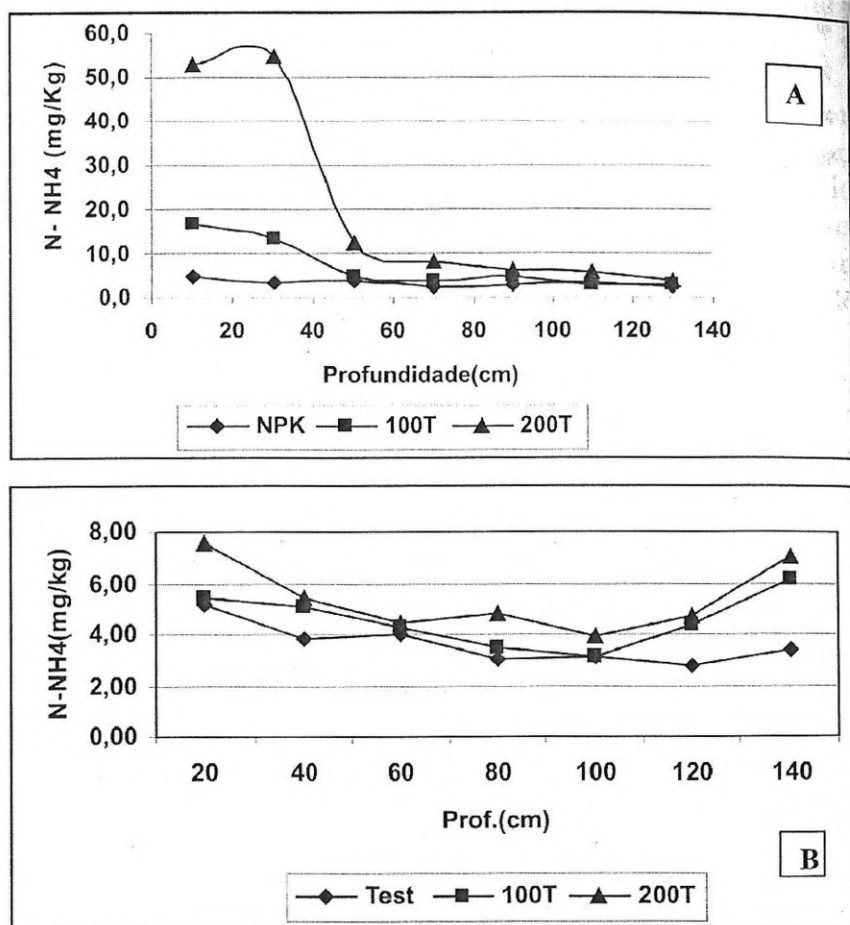


Figura 7.6 Distribuição de nitrogênio na forma de amônio no perfil do solo nos tratamentos NPK, 100 Mg ha⁻¹ e 200 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto (bs), um mês (A) e um ano (B) após a aplicação dos tratamentos.

c) Nitrato no perfil do solo

A distribuição dos teores de nitrato no perfil do solo (Figura 7.7) no início do experimento segue a mesma tendência do amônio, com acúmulo até a profundidade de 40 cm. Após um ano, o nitrato diminuiu acentuadamente na superfície e deslocou-se no perfil concentrando-se na profundidade de 80 a 140 cm. Para grande maioria das plantas, esta é uma profundidade que as raízes já não absorvem o nitrogênio de forma eficiente.

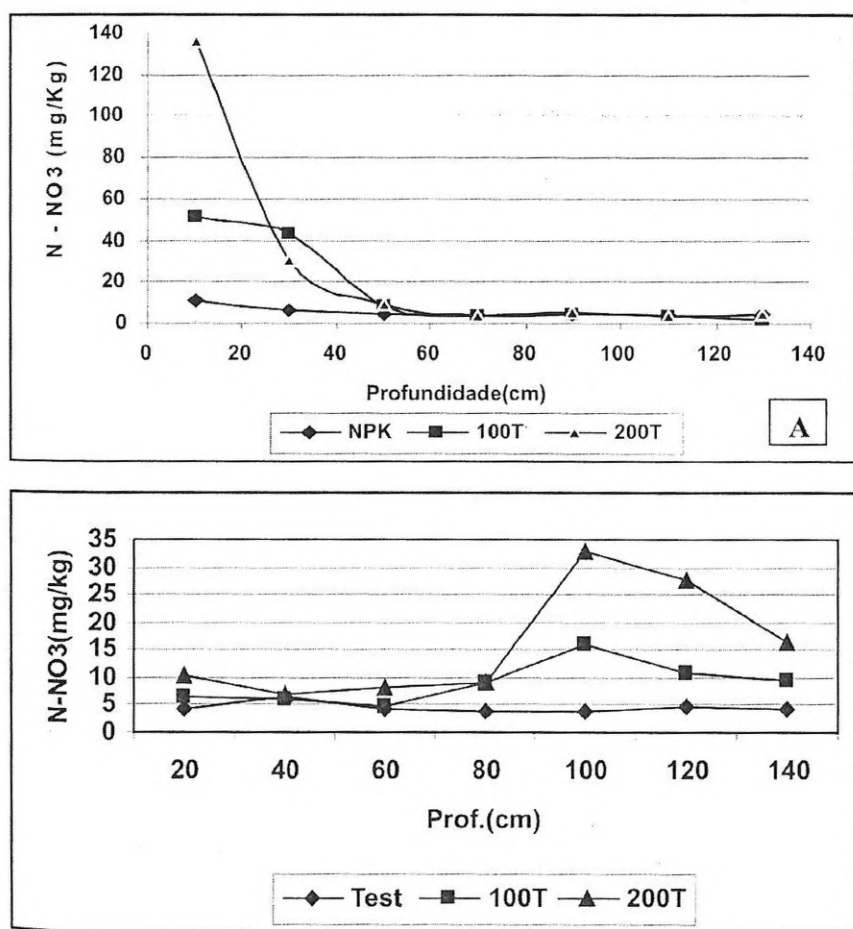


Figura 7.7 Distribuição de nitrogênio na forma de nitrato no perfil do solo nos tratamentos NPK, 100 Mg ha⁻¹ e 200 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto (bs), um mês (A) e um ano (B) após a aplicação dos tratamentos.

d) Nitrato na solução do solo

Já na solução do solo (Figura 7.8), observa-se que na profundidade de um metro, sempre que aumenta a precipitação pluviométrica, desce um pulso de nitrato. Há uma diminuição da concentração ao longo do tempo. Contudo, o processo de mineralização continua e, conseqüentemente, também as perdas de nitrato por lixiviação.

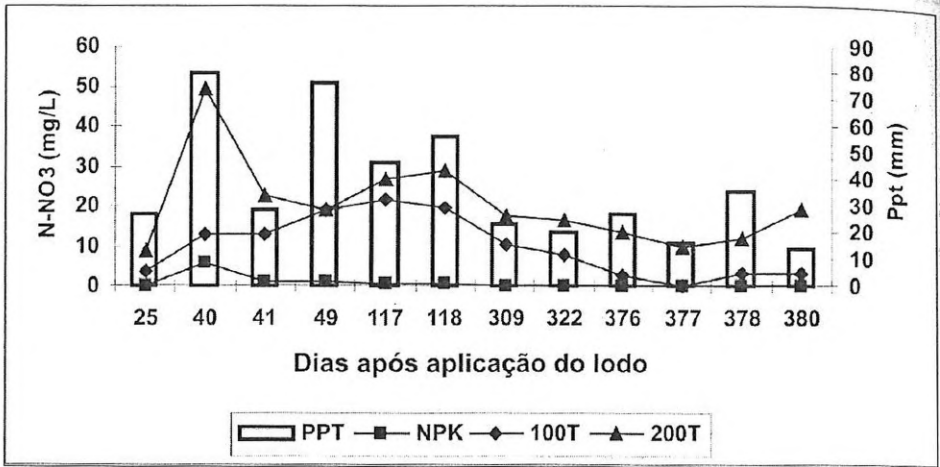


Figura 7.8 Comportamento da concentração de nitrato na solução do solo, a um metro de profundidade, após a aplicação dos tratamentos NPK, 100 Mg ha⁻¹ e 200 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto (bs). Eixo à direita indica a precipitação pluviométrica ocorrida.

e) Riscos de contaminação com nitrato

Os dados apontam para uma situação de cautela. Apesar das vantagens do uso de lodo de esgoto para recuperar áreas degradadas, como apontado pela avaliação de outras variáveis neste estudo, deve ser salientado o inconveniente deste ser uma fonte altamente geradora de nitrato e, portanto, uma fonte de contaminação de águas superficiais e sub-superficiais. A extensão desses riscos deve, contudo, ser melhor investigada ao longo do tempo.

Metais pesados adicionados a solos via lodo de esgoto

A denominação metais pesados é dada aos elementos químicos com densidade maior que 6 g cm⁻³ (ALLOWAY, 1995). Entretanto, em estudos ambientais, elementos com menor densidade têm sido considerados

metais pesados, como o As ($5,7 \text{ g cm}^{-3}$), que é um semi-metal e o Se ($4,8 \text{ g cm}^{-3}$), que é um não metal. Dessa maneira, outras definições também vêm sendo utilizadas, como elementos traço, em função da baixa concentração desses no ambiente e elementos potencialmente tóxicos, em referência às propriedades prejudiciais que esses apresentam. É interessante lembrar que alguns metais pesados são também essenciais para o desenvolvimento da planta (micronutrientes), como Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, e Zn e para os animais, como Co, Cu, Fe, Se, Mn e Zn.

A presença e a concentração dos metais pesados no lodo de esgoto estão relacionadas com a origem do esgoto (doméstico e/ou industrial), da época em que esse foi gerado e do tipo de tratamento adotado na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE). A principal preocupação em relação à adição de metais pesados aos solos é a possibilidade de se promover a entrada desses elementos na cadeia alimentar. Entretanto, a maior parte do metal pesado originário do lodo de esgoto encontra-se em uma forma não disponível no solo, o que diminui o risco de contaminação da cadeia alimentar. Por outro lado, os metais pesados podem se acumular por um tempo indefinido no solo, o que tem gerado muita discussão sobre qual impacto ambiental poderá ocorrer em longo prazo, devido à disposição do lodo de esgoto nos solos.

Os estudos sobre riscos da adição de metais pesados via lodo de esgoto, em longo prazo, para as condições brasileiras são escassos, principalmente para aqueles metais que não são micronutrientes.

a) Comportamento de Metais Pesados no Solo e no Lodo de Esgoto

O conhecimento das reações que governam o comportamento dos metais pesados no solo é essencial para avaliar os impactos que estes podem provocar no ambiente quando adicionados via lodo de esgoto. As principais preocupações em relação à adição de metais pesados aos solos são: entrada na cadeia alimentar, redução da produtividade agrícola devido a efeitos fitotóxicos, acúmulo no solo, alteração da atividade microbiana e contaminação de recursos hídricos. Os processos que conduzem à solubilização dos metais no solo são os mais importantes em relação à disponibilidade destes elementos e, conseqüentemente, para estudos ambientais. As reações de adsorção, precipitação, complexação e oxir-redução afetam a solubilização, bem como a cinética desses processos (Camargo et al., 2001). Alloway (1995) apresentou um fluxograma que

resume os compartimentos em que podem estar presentes os metais pesados uma vez adicionados aos solos (Figura 7.9).

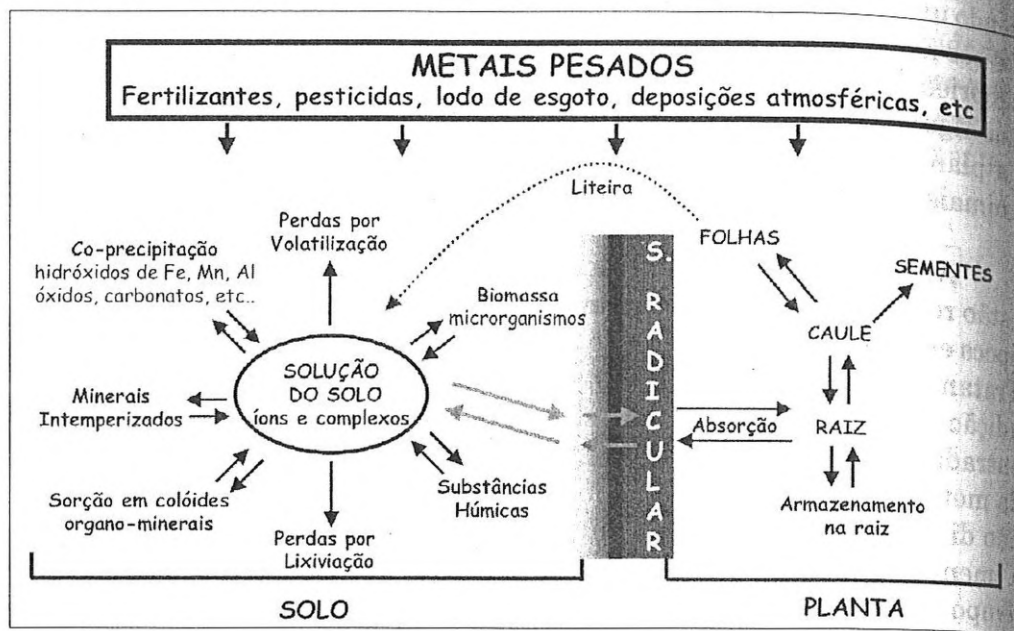


Figura 7.9 Principais componentes do sistema solo-planta participantes da dinâmica de metais pesados presentes em solos.

As principais formas em que os metais pesados podem estar nos solos são sucintamente descritas a seguir (adaptado de ALLOWAY, 1995 e BECKETT, 1989):

- i) Solúveis: íons livres, complexos solúveis com ânions inorgânicos ou ligantes orgânicos. Nesta forma, os metais pesados são facilmente absorvidos pelas plantas e/ou lixiviados no solo. A medida dos teores solúveis é realizada diretamente na solução; entretanto, existe dificuldade nesta determinação, uma vez que a concentração normalmente é muito baixa. Atualmente, têm sido bastante utilizados os modelos de especiação iônica que calculam a atividade e a concentração do metal em solução (Geochem, Minteq);
- ii) Trocáveis: adsorvidos por forças eletrostáticas em sítios carregados negativamente, presentes na matéria orgânica ou em minerais, como argilas. Geralmente, a energia de ligação envolvida é baixa, possibilitando uma troca rápida com a fração presente na solução do solo. A capacidade de troca catiônica

(CTC) é um indicativo do potencial do solo em apresentar metais pesados na forma trocável. Entretanto, devem ser levados em consideração entre outros fatores, a seletividade do metal, concentração de outros cátions, pH e atividade iônica da solução;

- iii) Adsorvidos especificamente: adsorvidos covalentemente a sítios específicos. A reação envolve alta energia de ligação, sendo que os metais são liberados de forma muito mais lenta do que na trocável;
- iv) Ligados a materiais orgânicos insolúveis: metais pesados complexados por materiais orgânicos resistentes à degradação microbiana ou presentes em células recentemente mortas;
- v) Precipitados: na forma de carbonatos, sulfatos, fosfatos, hidróxidos, entre outros. Os metais pesados podem formar os precipitados diretamente com os ânions, ou ainda podem ser co-precipitados junto a componentes pouco solúveis de Ca, Mg, Fe e Al conforme estes vão sendo formados. Existe a possibilidade dos metais pesados serem adsorvidos na superfície amorfa destes precipitados, podendo passar para a forma trocável ou covalentemente adsorvida quando as camadas superficiais se cristalizarem. As reações de precipitação são previstas pela constante do produto de solubilidade.

É oportuno lembrar que a dinâmica das reações no ambiente é muito grande, de maneira que provavelmente ocorre no sistema uma coexistência entre as formas de metais pesados, bem como alterações constantes nestas. Por exemplo, a adsorção de compostos orgânicos insolúveis em minerais de argila, que apresenta forças de ambos adsorventes agindo sobre os metais. Outro exemplo é um metal presente inicialmente na forma trocável em um precipitado ser, com o tempo, adsorvido especificamente (McBRIDE, 1981; McLAREN & CRAWFORD, 1973). Os metais pesados mudam de forma no solo por diferentes vias e diversos níveis de energia, resultando em maior ou menor reversibilidade das reações e, conseqüentemente, com maior ou menor facilidade de alteração da espécie química apresentada.

No lodo de esgoto os metais apresentam-se em diferentes formas, estando predominantemente ligados à fração sólida do resíduo como, por exemplo, óxidos e matéria orgânica (BERTONCINI, 2002). O tipo de tratamento dados às águas residuárias pode influenciar na forma em que

os metais estarão no resíduo. Por exemplo, nas ETEs que apresentam digestor anaeróbico, nota-se que grande parte do material orgânico facilmente decomponível é degradado pela população de microorganismos anaeróbios presentes nesta fase do tratamento. Dessa maneira, a matéria orgânica é predominantemente composta por biomassa fresca, resíduos resistentes de plantas e heteropolímeros estáveis. Os metais pesados presentes na biomassa seca podem ser facilmente solubilizados com a degradação desta. Por outro lado, os metais nos resíduos de plantas e heteropolímeros estáveis serão dificilmente solubilizados. Ainda no digestor anaeróbico, aliada às condições redutoras tem-se pH alto, resultando na precipitação de vários compostos. Durante a formação destes precipitados, muitos cátions predominantes no meio, como Fe^{2+} , são substituídos por metais traços. Além disso, os metais pesados podem ser adsorvidos nas superfícies imperfeitas destes precipitados, podendo ficar oclusos com o desenvolvimento da rede cristalina (BECKETT, 1989). Portanto, as mesmas reações que regem o comportamento dos metais pesados no solo irão governar esse no lodo de esgoto e em solos tratados com o resíduo.

b) Fitodisponibilidade e Potencial de Lixiviação de Metais Pesados em solos tratados com Lodo de Esgoto: Processos de Solubilização

As plantas absorvem os metais pesados na forma solúvel e esta é a principal via de entrada destes na cadeia alimentar, além de consistir na fração com maior movimentação no perfil do solo. Portanto, a forma solúvel, bem como os processos de solubilização, são muito importantes em avaliações de risco ambiental.

A troca iônica é um processo regulador da concentração de metais pesados trocáveis. Entretanto, a influência deste processo na solubilização dos metais é limitada, uma vez que a troca iônica apresenta caráter não seletivo, ocorrendo competição entre os metais traço e elementos presentes em maiores concentrações na solução do solo, como o Ca (LATERREL et al., 1978).

Os metais pesados na forma de precipitados devem ser considerados em estudos de solubilização, principalmente os hidróxidos. Nas ETEs em que cal e cloreto férrico são adicionados ao resíduo para aumentar a eficiência de prensagem, a precipitação se torna um processo ainda mais importante na solubilização de metais pesados.

É difícil estabelecer a real contribuição da matéria orgânica na solubilização dos metais pesados. Muitos pontos envolvendo os processos que ocorrem no solo entre a matéria orgânica e estes metais ainda não foram esclarecidos. Por exemplo, existe controvérsia em relação à ligação que ocorre entre metais pesados e ácidos húmicos, sendo considerada de caráter trocável por alguns e específico por outros. Além disso, materiais orgânicos podem formar complexos solúveis ou insolúveis com os metais, influenciando diretamente na sua disponibilidade (STEVENSON, 1982).

A adsorção específica é considerada um dos principais processos reguladores da atividade e de concentração dos metais pesados em solução (ALLOWAY, 1995; BECKETT, 1989). Particularmente para os metais originários do lodo de esgoto, este processo é ainda mais importante, já que grande parte destes elementos é adicionada e adsorvida especificamente em minerais e matéria orgânica originários do próprio resíduo (CANDELARIA, 1995).

A concentração de metais pesados em solução geralmente é baixa, de maneira que o equilíbrio entre os metais presentes na fase sólida e os metais em solução analisado individualmente, pode não ser o principal processo solubilizador de metais pesados. Outros fatores que perturbam este equilíbrio devem ser considerados, destacando-se, dentre eles, a formação de complexos solúveis com ligantes orgânicos, constantemente liberados na solução do solo por microrganismos e raízes. Para Laurie & Manthey (1994), um dos principais reguladores da solubilidade e disponibilidade dos metais pesados é a formação de complexos. Stevenson (1982) cita que a formação de complexos solúveis entre metais pesados e ligantes presentes no solo tem sido considerada um fator importante na solubilização de metais pesados. Os agentes complexantes presentes na natureza podem ser divididos em dois grandes grupos (STEVENSON & ARDAKANI, 1979):

- (i) Bioquímico: agentes semelhantes aos que ocorrem em organismos vivos. Exsudatos de raiz, substâncias liberadas na decomposição da matéria orgânica e ligantes de origem microbiana;
- (ii) Polímeros complexos: substâncias húmicas. É importante lembrar que entre as substâncias húmicas, a matéria orgânica dissolvida forma complexos metálicos solúveis.

É importante destacar que a complexação é um processo reversível, na qual o princípio de Le Chatelier's pode ser aplicado: independente da estabilidade do complexo metálico, sempre existe algum íon metálico e ligante livre em equilíbrio com as espécies complexadas. As concentrações das espécies livres podem ser muito baixas, mas para qualquer alteração nestas, novo equilíbrio será estabelecido. Este conceito é importante no entendimento da disponibilização dos metais pesados na rizosfera. A absorção pelas raízes das plantas, assim como a percolação desses complexos, atua como dreno para os íons metálicos. Como o equilíbrio tende a ser restabelecido, a concentração dos íons em solução se mantém praticamente constante, enquanto existir reserva passível de disponibilização no solo. A cinética das reações geralmente é negligenciada nos estudos de avaliações de riscos ambientais da adição de metais pesados ao solo, sendo que para várias reações a cinética ainda é desconhecida. As taxas em que a complexação ocorre são influenciadas, principalmente, pelo tipo de metal e ligante, além da concentração das espécies envolvidas (LAURIE & MANTHEY, 1994). É importante destacar que a formação de complexos solúveis facilita a percolação do metal pesado, de maneira que esse pode ser lixiviado, atingindo o lençol freático.

c) Avaliação inicial do risco de contaminação com metais pesados em sistema de recuperação de solo degradado utilizando lodo de esgoto

A fitodisponibilidade de metais pesados adicionados ao solo agrícola via lodo de esgoto tem se mostrado baixa, sendo que Chang et al. (1997) citam que, geralmente, menos que 1% do total adicionado é absorvido pelas plantas. Entretanto, as doses de lodo de esgoto necessárias para promover a recuperação do solo geralmente são 5 a 10 vezes maiores que as doses utilizadas em áreas agrícolas. Com isso, a possibilidade de acúmulo no solo, absorção pelas plantas e lixiviação desses metais é muito maior em solos degradados, seja em função da alta dose ou em função dos atributos químicos, físicos e biológicos inerentes a esses solos. Portanto, o estudo de teores totais de metais pesados, para se avaliar o acúmulo desses e de teores disponíveis nos solos, é essencial para se avaliar o risco ambiental decorrente da aplicação de lodo de esgoto aos solos degradados.

Seis meses após a aplicação dos tratamentos NPK, 100 Mg ha⁻¹ e 200 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto (base seca), amostras de solo foram coletadas da

camada de 0-20 cm e analisadas quanto ao teor total de metais pesados, utilizando-se metodologia proposta pela EPA - SW 846. Entre os vários métodos desenvolvidos para se estimar os teores disponíveis no solo, pode-se destacar o DTPA (pH 7,3) (LINDSAY & NORVELL, 1978), a solução 0,1 mol L⁻¹ de HCl (PAGE et al., 1982) e o Mehlich-3 (MEHLICH, 1984). Entretanto, é importante lembrar que um método que estime o teor fitodisponível de metais antes da implantação da cultura ainda não foi adotado. As principais dificuldades são: variação da eficiência dos extratores testados em função da concentração do metal no lodo de esgoto, do processo de obtenção do resíduo, do tipo de solo, da presença de outras espécies químicas, da espécie vegetal e do metal em questão. Mattiazzo et al. (2001) realizaram uma revisão sobre a eficiência dos extratores comumente utilizados e concluíram que ainda não existe um extrator que apresente boa correlação com as quantidades de metais absorvidas pelas plantas, considerando todas as variáveis anteriormente descritas. No presente estudo, optou-se por utilizar o DTPA, pois esse extrator tem sido bastante utilizado em estudos de previsão da fitodisponibilidade. Os resultados obtidos tanto para teores totais, como para extraíveis por DTPA, foram analisados por meio do teste Tukey de comparação de médias.

Os teores totais de As, Hg e Se ficaram abaixo do limite de detecção do método analítico utilizado (As: < 0,002; Hg e Se: < 0,0002; todos em mg kg⁻¹). Isso era esperado, uma vez que o teor desses elementos no lodo de esgoto utilizado também estava abaixo do limite de detecção. Comparando os teores obtidos com os valores de prevenção indicados pela CETESB (Tabela 7.7), apenas o Cd poderia gerar maior preocupação, pois está 0,1 mg kg⁻¹ acima do estabelecido. O tratamento em que foram adicionadas 100 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, apresentou teores de metais pesados semelhantes ao da testemunha, com exceção de Cd. Já o tratamento com 200 toneladas apresentou maiores teores de metais pesados que os demais tratamentos, com exceção de Cr e Pb. Visto a quantidade de lodo de esgoto adicionada, esperava-se que o tratamento com 200 Mg resultasse em um teor maior que o de 100 Mg e esse, por sua vez, maior que a dose zero.

É importante destacar que, mesmo para experimentos em campo, foram obtidos coeficientes de correlação muito altos (entre 10 e 70%). A quantidade de resíduo aplicada foi muito grande e a mistura solo-lodo não ficou perfeita, sendo dificultada pela plasticidade do resíduo. Para se ter uma idéia, antes da incorporação do resíduo, quando esse ainda

encontrava-se na superfície do solo, era possível visualizar uma camada de aproximadamente 5 a 10 cm de lodo, prejudicando a amostragem.

Tabela 7.7 Teor de metais pesados em solos das parcelas experimentais dos tratamentos NPK, 100 Mg ha⁻¹ e 200 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto (bs).

Metais Pesados	Adub. Convencional (NPK)	100 Mg ha ⁻¹	200 Mg ha ⁻¹	Valor de Prevenção *
	mg kg ⁻¹			mg kg ⁻¹
Cd	0,2 a	0,5 b	1,4 c	1,3
Cr	33 a	40 a	43 a	75
Cu	9 a	19 a	48 b	60
Pb	27 a	39 a	56 a	72
Ni	3,8 a	4,0 a	6,6 b	30
Zn	14 a	27 a	72 b	300

*CETESB (2005) Decisão de Diretoria Nº 195-2005-E de 23 de novembro de 2005, que dispõe sobre a aprovação de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo em substituição aos Valores Orientadores de 2001 e dá outras providências.

O tratamento em que foram adicionadas 100 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto apresentou teores de metais pesados extraíveis por DTPA semelhantes ao testemunha, com exceção de Cr e Pb. Para o tratamento em que foram adicionadas 200 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, foram encontrados maiores teores de metais pesados extraíveis com DTPA que os demais tratamentos (Tabela 7.8).

Tabela 7.8 Teor de Metais Pesados extraível por DTPA em solos das parcelas experimentais dos tratamentos NPK, 100 Mg ha⁻¹ e 200 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto (bs).

Metais Pesados	Adub. Convencional (NPK)	100 Mg ha ⁻¹	200 Mg ha ⁻¹
	mg kg ⁻¹		
Cd	0,01 a	0,11 a	0,37 b
Cr	0,02 a	0,04 b	0,08 c
Cu	0,23 a	5,79 a	15,16 c
Pb	0,74 a	1,61 b	2,52 c
Ni	0,06 a	0,25 a	0,74 b
Zn	0,62 a	8,71 a	27,99 b

Considerando-se as porcentagens de metais pesados disponíveis em relação aos teores totais encontrados no presente estudo (Tabela 7.9), pode-se inferir que o potencial de lixiviação e de absorção dos metais pelas plantas cultivadas na área é grande. Tendo-se em vista as maiores quantidades adicionadas, já era esperada maior porcentagem de metal disponível no presente estudo em relação aos estudos da aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas.

Tabela 7.9 Porcentagem de metal pesado disponível (extraível por DTPA) nos tratamentos NPK, 100 Mg ha⁻¹ e 200 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto (bs), em relação ao teor total de metais pesados.

Metais Pesados	% Disponível		
	Adub. Convencional (NPK)	100 Mg ha ⁻¹	200 Mg ha ⁻¹
Cd	5	22	26
Cr	0,06	0,10	0,19
Cu	3	31	32
Pb	2,7	4,1	4,5
Ni	2	6	11
Zn	4	32	39

Os resultados obtidos estão de acordo com o encontrado na literatura. Os metais mais preocupantes foram Zn e Cd, seguidos de Ni, Cu, Pb e Cr. Isso era esperado, tendo em vista a disponibilidade desses metais observada em experimentos utilizando solos tratados com lodos de esgoto, onde Cd e Zn apresentaram maior disponibilidade do que Ni, Cu e Cr. O Ni, por sua vez, geralmente apresenta-se mais disponível que o Cr e Cu (devido ao fato destes formarem complexos insolúveis com a matéria orgânica) e menos disponível que Zn (LOGAN & CHANEY, 1984). É importante destacar, contudo, que os resultados apresentados ainda são parciais, sendo que apenas por meio do monitoramento da área em longo prazo será possível avaliar o real risco da adição dos metais pesados, via lodo de esgoto, aos solos degradados.

Efeito do lodo de esgoto sobre a comunidade microbiana do solo

A aplicação de lodo de esgoto no solo causa alterações na estrutura e funcionamento do agroecossistema, sendo a comunidade microbiana um

dos componentes mais sensíveis, podendo ser utilizada como indicador de qualidade dos solos (DICK, 1994; GILLER et al. 1998). A atividade microbiana do solo tanto pode ser estimulada pelo aumento da oferta de carbono e nutrientes, como inibida devido à presença de metais pesados e outros poluentes (Baath, 1989; Pontes 2002). Estes resultados podem ocorrer: (i) pelo efeito tóxico direto sobre os microrganismos, (ii) por meio de distúrbios funcionais, desnaturação de proteínas e destruição da integridade de membranas celulares, alterando as condições físicas e químicas do ambiente e, (iii) diminuindo a disponibilidade de substratos energéticos essenciais ao desenvolvimento dos microrganismos (Bettiol & Fernandes 2004; Brookes & McGrath, 1984; Brookes, 1995). Dessa forma, a quantidade e as características do lodo de esgoto aplicado podem influenciar o comportamento da comunidade microbiana do solo.

Para avaliar as alterações na comunidade microbiana do solo provocadas pela incorporação de lodo de esgoto em área degradada, foram realizados testes que determinam a atividade (hidrólise de diacetato de fluoresceína-FDA e evolução de CO_2) e a biomassa (carbono da biomassa) microbiana do solo, bem como a condutividade elétrica e o pH do solo.

O FDA é hidrolisado por várias enzimas (lípase, protease e esterase) das células vivas e, por esse motivo, tem sido usado como medida da atividade geral da microbiota. A produção de CO_2 refere-se à taxa de respiração dos microrganismos e, assim, está diretamente relacionada com sua atividade metabólica.

A atividade microbiana, determinada por meio da hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA), evolução de CO_2 e carbono da biomassa microbiana, tem se apresentado diretamente proporcional à taxa de aplicação de lodo de esgoto dentro de cada período amostrado e superiores ao observado no tratamento NPK (Figuras 7.10-7.12).

Tais acréscimos foram superiores com a aplicação da dose 200 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto. Antes da aplicação dos tratamentos, a microbiota do solo encontrava-se estabilizada e praticamente homogênea. Com a aplicação do lodo, houve um significativo aumento da atividade microbiana e da incorporação de carbono na biomassa. Esses aumentos foram evidenciados em todos os períodos de amostragem, porém os acréscimos foram inferiores 30 dias após a realização da aplicação. Isso se

deve, supostamente, a alterações drásticas na composição das espécies microbianas do solo, após a incorporação do lodo, com o desenvolvimento de uma microbiota colonizadora, de crescimento rápido, até o estabelecimento do equilíbrio populacional. Esse resultado se deve ao esgotamento e à estabilização dos processos promovidos pela incorporação da matéria orgânica no solo, como os devidos à redução da disponibilidade de carbono.

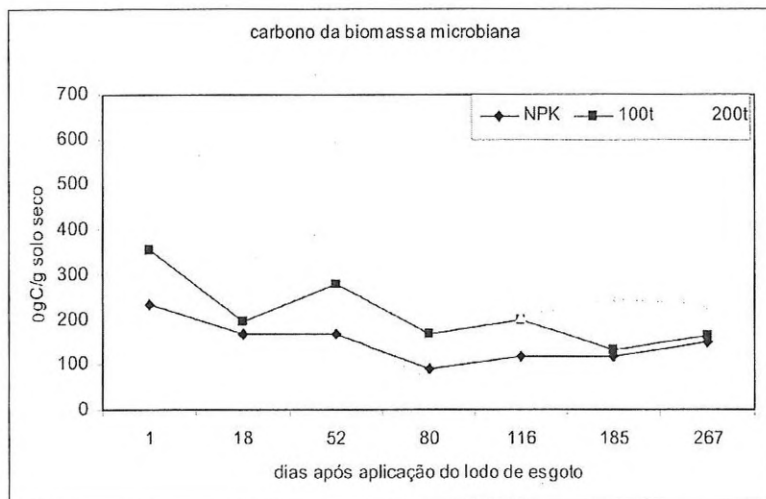


Figura 7.10 Atividade microbiana: carbono da biomassa microbiana de uma área degradada antes e em diferentes períodos após a aplicação de lodo de esgoto e cultivada com espécies florestais.

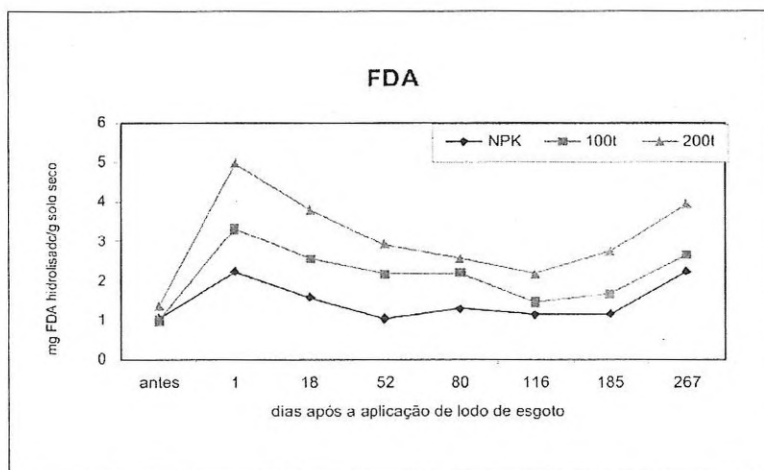


Figura 7.11 Atividade microbiana: hidrólise de diacetato de fluoresceína-FDA de uma área degradada antes e em diferentes períodos após a aplicação de lodo de esgoto e cultivada com espécies florestais.

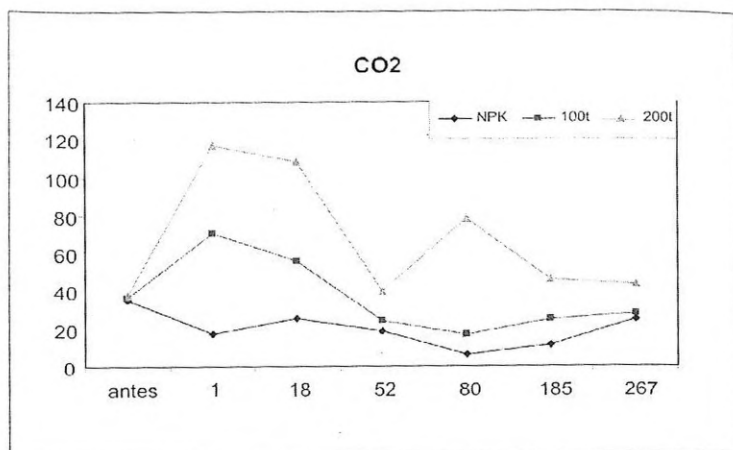


Figura 7.12 Atividade microbiana: evolução de CO₂ de uma área degradada antes e em diferentes períodos após a aplicação de lodo de esgoto e cultivada com espécies florestais.

A condutividade elétrica do solo reflete a disponibilidade de sais e é um dos fatores abióticos que interferem diretamente na microbiota do solo. Nos diferentes períodos, a avaliação da condutividade elétrica apresentou resultados semelhantes aos obtidos com a microbiota, isto é, houve significativo acréscimo, especialmente na dose de 200 Mg ha⁻¹, seguida por uma redução dos valores obtidos. A condutividade elétrica (Figura 7.13) manteve-se estável para o tratamento NPK, em torno de 150 μs/cm. Por outro lado, em média, para a dose de 100 Mg ha⁻¹ de lodo, os valores ultrapassam 300 μs/cm e para a de 200 Mg ha⁻¹, ficam acima de 800 μs/cm, demonstrando a grande introdução de sais no solo. Essas concentrações não foram limitantes para o desenvolvimento das espécies implantadas.

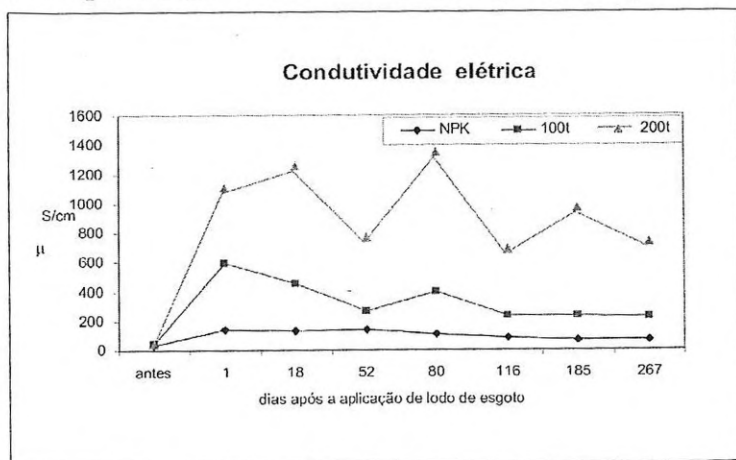


Figura 7.13 Condutividade elétrica do solo de uma área degradada antes e diferentes períodos após a aplicação de lodo de esgoto e cultivada com espécies florestais.

Em relação ao pH (Figura 7.14), observa-se que o lodo de esgoto acarretou na acidificação do solo, sendo o efeito mais acentuado para a dose de 200 Mg ha⁻¹. Essa característica é importante em relação à disponibilidade de nutrientes para as plantas e também pelo aumento da fitodisponibilidade de metais pesados. A redução do pH do solo por lodos de esgoto não caleados também vem sendo observada em outras áreas de aplicação de lodos.

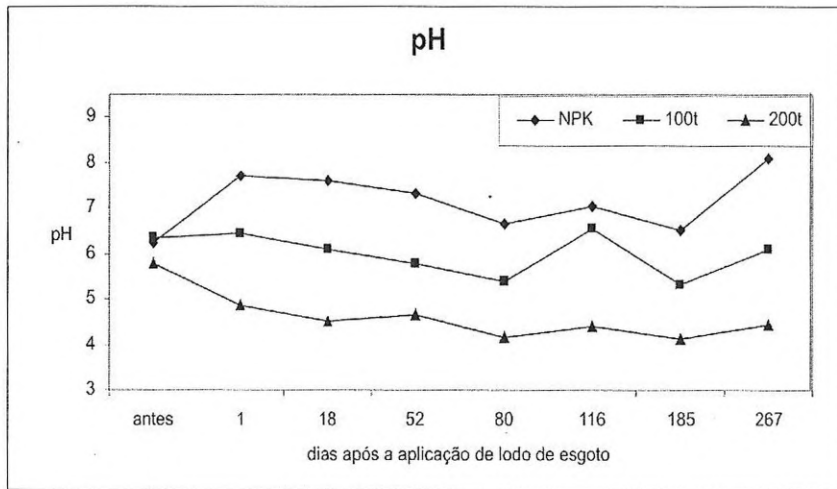


Figura 7.14 pH do solo de uma área degradada antes e diferentes períodos após a aplicação de lodo de esgoto e cultivada com espécies florestais.

A presença da matéria orgânica contida no lodo resulta no aumento da biomassa e da atividade microbiana do solo avaliadas pela biomassa C, respiração basal e hidrólise de diacetato de fluoresceína. A aplicação do lodo de esgoto resulta no aumento da condutividade elétrica e na redução do pH do solo.

Avaliação Silvicultural

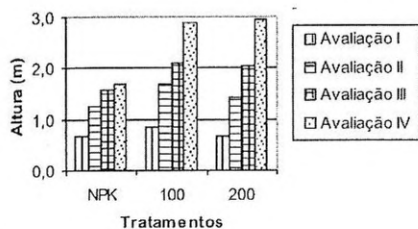
A recuperação de áreas degradadas associando-se o uso de lodo de esgoto com espécies florestais nativas possui, em tese, as mesmas vantagens já apontadas para o uso do resíduo em plantios florestais comerciais, tais como: (i) a redução dos custos com fertilizantes em áreas geralmente extensas, particularmente na reposição de N e P, (ii) absorção de nutrientes durante boa parte do ano pelas raízes perenes (lenta liberação dos elementos), geralmente explorando grandes volumes de solo,

(iii) capacidade de imobilizar grandes quantidades de nutrientes e de metais pesados pela grande produção e distribuição de carbono orgânico e (iv) não associação, em geral, do produto florestal final com a produção de alimentos, propiciando baixos riscos à saúde pública (GONÇALVES et al. 2000, POGGIANI et al. 2000, SOCCOL & PAULINO 2000).

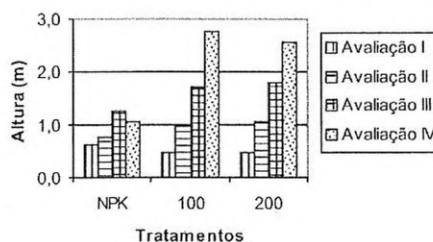
A avaliação silvicultural das espécies utilizadas no experimento teve como objetivo avaliar a viabilidade e o desenvolvimento de espécies florestais nativas, plantadas em solo degradado tratado com elevadas doses de lodo de esgoto. Esta avaliação teve como base o acompanhamento quadrimestral de parâmetros silviculturais básicos, como altura total, diâmetro do caule na base e área de copa (Figuras 7.15-7.17).

Os resultados obtidos após 16 meses de plantio indicam que os tratamentos com lodo de esgoto têm apresentado, ao longo do tempo, respostas superiores para todas as variáveis analisadas, quando comparadas ao tratamento com adubação mineral (NPK). Isto ocorre para todas as espécies. Entre os tratamentos com lodo, o tratamento 100 Mg ha⁻¹ é o que tem apresentado os melhores resultados, embora, em alguns casos, já se equipare ao tratamento 200 Mg ha⁻¹.

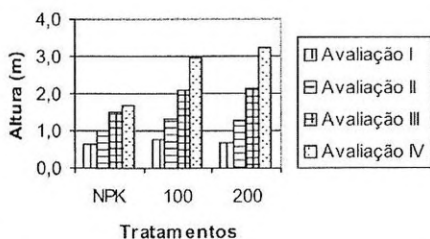
Schinus molle (Aroeira-salsa)



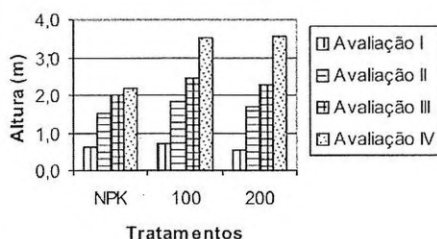
Lafoensia pacari (Dedaleiro)



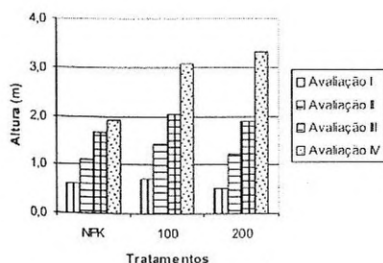
Luehea divaricata (Açoita-cavalo)



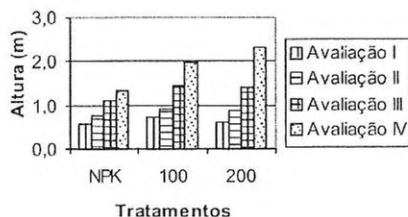
Senna multijuga (Pau-cigarra)



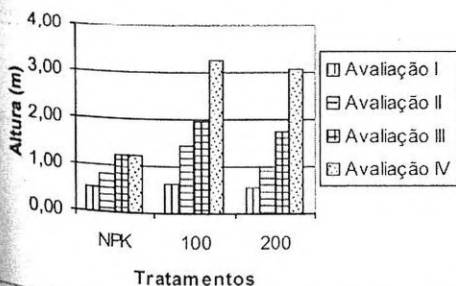
Croton floribundus (Capixingui)



Enterolobium contortisiliquum
(Orelha-de-negro)



Paraptadenia rigida (Angico-rosa)



Schyzolobium parahyba
(Guapuruvu)

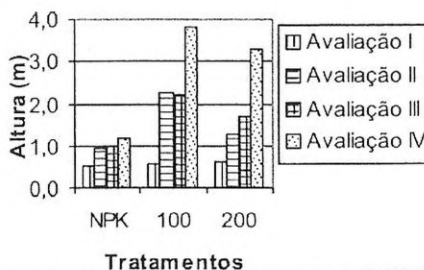


Figura 7.15 Avaliação de altura total (m) das espécies presentes nas parcelas úteis dos tratamentos NPK, 100 Mg ha⁻¹ e 200 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto (bs).

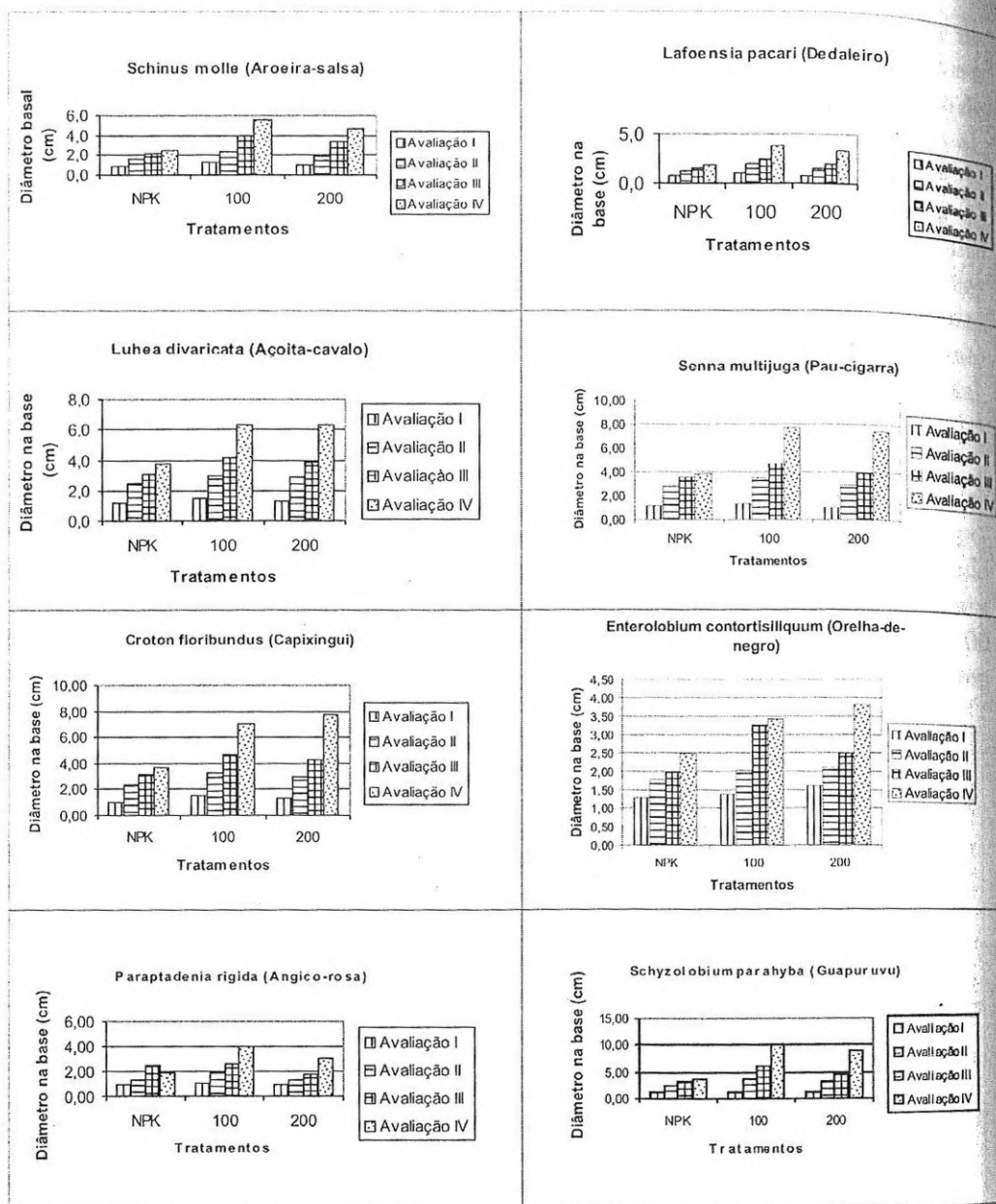


Figura 7.16 Avaliação do diâmetro basal do caule (cm) das espécies presentes nas parcelas úteis dos tratamentos NPK, 100 Mg ha⁻¹ e 200 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto (bs).

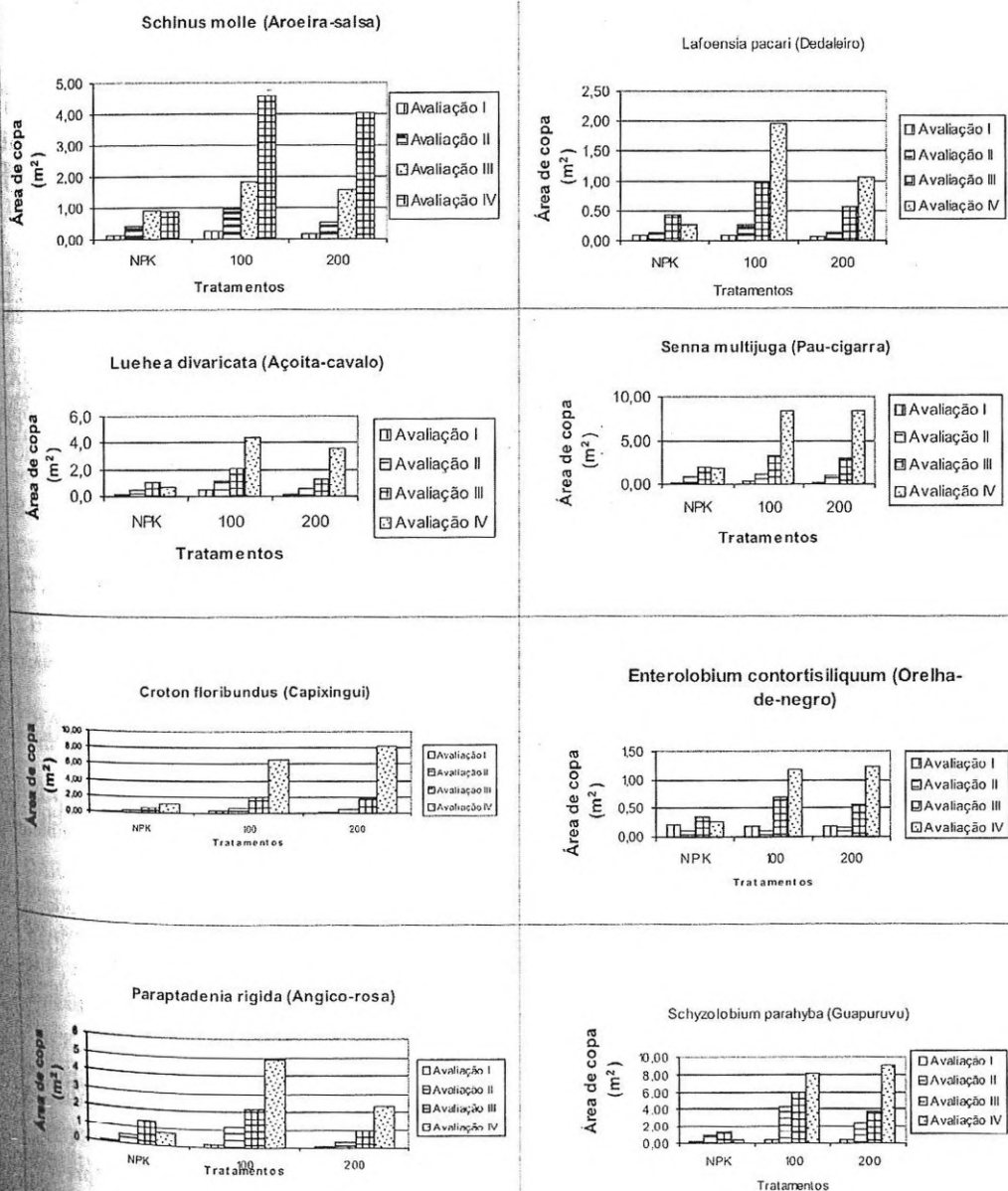


Figura 7.17 Avaliação da Área de Copa (m^2) das espécies presentes nas parcelas úteis dos tratamentos NPK, 100 $Mg\ ha^{-1}$ e 200 $Mg\ ha^{-1}$ de lodo de esgoto (bs).

Referências Bibliográficas

- ABUSARAR, T.H. Modification of hydraulic properties of a semiarid soil in relation to seasonal applications of sewage sludge and electrolyteproducing compounds. *Soil Technology*, v.9, p.1-13, 1996.
- ALBIACH, R., CANET, R., POMARES, F., INGELMO, F. Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil. *Bioresource Technology*. vol. 75, p. 43-48, 2000.
- ALLOWAY, B.J. Heavy metals in soils. 2.ed. Glasgow: Blackie A&P, 1995. 368p.
- ANDERSON, T.H., DOMSCH, K.H. Application of eco-physiological quociente (qCO₂ and D_q) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.* vol. 22, p. 251-255, 1990.
- ARONSON, J.; FLORET, C.; LE FLOCH, E.; OVALLE, C. & PONTANIER, R. Restauration et Réhabilitation des écosystèmes dégradés em zones arides et semi-arides. Vocabulaire et les concepts. In: Pontanier, R.; Hiri, A.; Akrimi, N.; Aronson, J. & Le Floch, E. L'Homme Peut il refaire ce qu'il a défait? John Libbey Eurotext, Paris, p. 11-29. 1995.
- BAATH, E. Effects of heavy metals in soil on microbial process and population (a review). *Water Air Soil Pollution*. vol. 47, p. 335-379, 1989.
- Baver, L.D.; Gardner, W.H. & Gardner, W.R. Soil structure: classification and genesis. In: Baver, L.D.; Gardner, W.H. & Gardner, W.R. *Soil Physics*. New York, John Wiley. p.130-177. 1972.
- BECKETT, P.H.T. The use of extractants in studies on trace metals in soils, sewage sludges and sludge-treated soils. *Advances in Agronomy*, v.9, p.143-176, 1989.
- BERNARDES, L.F. Efeitos da aplicação do lodo de esgoto nas propriedades físicas do solo. Jaboticabal, UNESP/FCAV, 1982. 50p.
- BERTON, R.S. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados. In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O.A. (Eds.). Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna-SP, p. 259-268, 2000.
- BERTONCINI, E.I. Comportamento de Cd, Cr, Cu, Ni e Zn em Latossolos sucessivamente tratados com biossólido: extração sequencial, fitodisponibilidade e caracterização de substâncias húmicas. 2002. 195p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.
- BETTIOL, W., CARVALHO, P.C.T., FRANCO, B.J.D. Utilização do lodo de esgoto como fertilizante. *O Solo*, v. 75, p.44-54, 1983
- BOEIRA, R. C.; VIEIRA, R. F.; DYNIA, J. F. Mineralização de lodo de esgoto e perdas de nitrogênio: relatório final de atividades. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2002. 47 p. Subprojeto 11.1999.237-02. Subprojeto concluído.
- BOYLE, M: A., and E. A. PAUL Carbon and Nitrogen mineralization kinetics in soil previously amended with sewage sludge. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 53, p. 99-103, 1989.
- BROOKES, P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biol. Fertil. Soil*. Vol. 19, p. 269-279, 1995.
- BROOKES, P.C., LANDMSN, A, PRUDEN, B., JENKINSON, D.S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extration method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* vol.17, p. 837-842, 1985.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light successional progress. *Turrialba*, 15. p. 40-42, 1965.

CAMARGO, O.A.; ALLEONI, L.R.F.; CASAGRANDE, J.C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo. In: FERREIRA, M.E. (Ed.). Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal: CNPQ; FAPESP; POTAFOS, 2001. 599p.

Campos, B.C.; Reinert, D.J.; Nicolodi, R.; Ruedell, J. & Petrere 1995 Estabilidade estrutural de um Latossolo Vermelho-Escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo de solo. R. bras. Ci. Solo, vol. 19, p. 121-126, 1995.

CANDELÁRIA, L.M. Interactions of citric acid and synthetic hydroxy-aluminum montmorillonite. 1995. 123p. Thesis (P.h.D.) University of California, Riverside, 1995.

CANELLAS, L.P.; SANTOS, G.A.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B. Reações da matéria orgânica no solo. In: Santos, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.) Fundamentos da matéria orgânica do solo - Ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Gênese, 1999. cap.5, p.69-89.

CARDOSO, E.J.B.N. & FORTES NETO, P. Aplicabilidade do bio sólido em plantações florestais: III. Alterações microbianas no solo. In: BETTIOL, W & CAMARGO, O. (Eds.). Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto, Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna-SP, p. 197-202, 2000.

CEGARRA, J. Utilização e manejo de lodos de águas residuais urbanas con fines agrícolas: solos ecuatoriales, materia orgánica do solo. Revista de la Sociedad Colombiana de Ciencia del Suelo, Bogota, v. 12, n. 1, p. 151-173, 1983.

CETESB. Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas critérios para projeto e operação. Norma P 4230. São Paulo, 1999. 32p. (Manual Técnico).

CHANG, A.C.; HYUN, H.; PAGE, A.L. Cadmium uptake for swiss chard grown on composted sludge treated field plots: Plateau or time bomb? Journal of Environmental Quality, Madison, v.26, p.11-19, 1997.

CHANG, A.C.; PAGE, A.L.; VARNEKE, J.E. Soil conditioning effects of municipal sludge compost. Journal of Environmental Engineering, v.109, p.574 - 583, 1983.

CRASWELL, E. T. Some factors influencing denitrification and nitrogen immobilization in a clay soil. Soil Biology and Biochemistry, Elmsford, v. 10, p. 214-245, 1978.

DAR, G.H. Effects of cadmium and sewage sludge on soil microbial biomass and enzyme activities. Bioresource Technology. vol. 56, p. 141-145, 1996.

DICK, R.P. Soil enzyme assays as indicators of soil quality. In: Doran, J.W.1 Coleman, D.C., Bezdicsek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), Defining Soil Quality for a Sustainable Environment, Soil Sci. Soc. Am. Special Publication n35. Soil Science Society of America, Madison, WI, p. 107-124, 1994.

DICK, W.A. AND MCCOY E.L. Enhancing soil fertility by addition of compost. p. 622-644. In H.J. Hoitink and H.M. Keener (ed.) Science and engineering of composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects. Renaissance Publications, Worthington, OH. 1993.

EPSTEIN, E. Effects of sewage sludge on some soil physical properties. Journal of Environmental Quality, v.4, p.139-142, 1975.

EPSTEIN, E; TAYLOR, J.M.; CHANEY, R.L. Effects of swage sludge compost applied to soil on some physical and chemical properties. Journal of Enviromental Quality, Madison, v.5, p.422 - 426, 1976.

FELTON, G.K. Temporal variation of soil hydraulic properties on municipal solid waste amended mine soils. Transactions of the ASAE, v.38, p.775 - 782, 1995.

FERNANDES, S.A.F., BETTIOL, W., CERRI, C.C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. Applied Soil Ecology, 30, 65-77, 2005.

GHINI, R., MENDES, M.D.L., BETTIOL, W. Método de hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) como indicador de atividade microbiana no solo e supressividade a Rhizoctonia solani. Summa Phytopathologica, v. 24, p. 239-242, 1998.

- GILLER, K.E., Witter, E., McGrath, S.P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial process in agricultural soils: a review. *Soil Biol. Biochem.* vol. 30, p.1389-1414, 1998.
- GRISI, B.M. Participação da microbiota na ciclagem de nutrientes. In: *Simpósio Brasileiro sobre Microbiologia do Solo*, 4. 1996. Águas de Lindóia. Anais. Campinas. 1996. CD-ROM.
- GUPTA, S.C.; DOWDY, R.H.; LARSON, W.E. Hydraulic and thermal properties of a sandy soil as influenced by incorporation of sewage sludge. *Soil Science Society of America Journal*, v.41, p.601-605, 1977.
- HUE, N. V.; SILVA, J. A.; ARIFIN, R. Sewage sludge-soil interactions as measured by plant and soil chemical composition. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 17, n. 3, p. 384-390, 1988.
- JACOBOWITZ, L.A.; STEENHUIS, T.S. Compost impact on soil moisture and temperature. *Biocycle*, v.25, p.56-60, 1984.
- JENKINSON, D.S., POWLSON, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil A method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem.* 8, 209-213, 1976.
- KHALEEL, R. REDDY, K. R. ; OVERCASH, M. R. 1981 Changes in Soil Physical Properties due to Organic Waste Applications: A Review. *Journal of Environmental Quality* vol 10, n. 2, p 133-141, 1981.
- LAL, R. Methods and guidelines for assessing sustainable use of soil and water resources in the tropics. SMSS Technical Monograph n° 21. 1994, 78p., The Ohio State University. 1994.
- LATERREL, J.J.; DOWDY, R.H.; LARSON, W.E. Correlations of extractable metals and metal uptake of snap beans grown on soil amended with sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, v.7, p.435-440, 1978.
- LAURIE S.H.; MANTHEY, J.A. The chemistry and role of metal ion chelation in plant uptake processes. In: MANTHEY, J.A.; CROWLEY, D.E.; LUSTER, D.G. (Ed.). *Biochemistry of metal micronutrients in the rhizosphere*. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994.
- LINDEMANN, W. C., G. Cornell, and N. S. Urquhart Previous sludge addition effects on nitrogen mineralization in freshly amended soil. *Soil Soc. Am. J.* vol. 52, p. 109-112, 1988.
- LINDSAY, W.L.; NORWELL, W.A. Development of DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America Journal*, v.42, p.421-428, 1978.
- LOGAN, T. J. ; HARRISON, B. J.; McAVOY, D. C.; GREFF, J. A. 1996 Effects of in sewage sludge on soil physical properties. *Journal of Environmental Quality*, v. 25, p. 153 - 161.
- LOGAN, T.J.; CHANEY, R.L. Metals. In: PAGE, A.L.; GEASON, T.L.; SMITH, J.E.; ISKANDAR, J.K.; SOMMERS, L.E. (Ed.). *Utilization of municipal wastewater and sludge on land*. Riverside: University of California, 1984. p. 235-326.
- Logan, TJ; Harrison, B.J. Physical characteristics of alkaline stabilized sewage sludge (N-Viro Soil) and their effects on soil physical properties *Journal of Environmental Quality*. vol. 24, n. 1, pp. 153-164, 1995.
- MAGDOFF, F.R., and J.F. AMADON. Nitrogen availability from sewage sludge. *J. Environ. Qual.* vol. 9, p. 451-455, 1980.
- MAJOER, J. D. Fauna Studies and land reclamation technology: a review of the history and need for such studies. In: *Animals and primary succession: the role of fauna in reclaimed lands*. Majoor, J. D. (Coord.). pp. 3-33. Londres, Cambridge University Press. 1989.
- MARCIANO, C.R. Incorporação de resíduos urbanos e as propriedades físico-hídricas de um Latossolo Vermelho Amarelo. Piracicaba, 1999. 93p. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"/ Universidade de São Paulo.

- MARTENS, D.A.; FRANKENBERGER JR., W.T. Modification of infiltration rates in a organicamended irrigated soil. *Agronomy Journal*, v.84, p.707 - 717, 1992.
- MARTINS, A. L. C. Fitodisponibilidade de metais pesados em um latossolo vermelho tratado com lodo de esgoto e calcário. 2001. 118 p. Dissertação (Mestrado) - Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, 2001.
- MATTIAZZO, M.E.; ANDRADE, C.A. Aplicabilidade do biossólido em plantações florestais: IV. Lixiviação de N inorgânico e toxicidade de metais pesados. In: Bettiol, W. & Camargo, O.A. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 312p.
- MATTIAZZO, M.E.; BERTON, R.S., CRUZ, M.C.P. Disponibilidade e avaliação de metais pesados potencialmente tóxicos. In: FERREIRA, M.E. (Ed.). Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal: CNPQ; FAPESP; POTAFOS, 2001. 599p.
- MBAGWU, J.S.C. & PICCOLO, A. Some physical properties of structural aggregates separated from organic wasteamended soils. *Biological Wastes*, v.33, p.107 - 121, 1990.
- MBAGWU, J.S.C.; PICCOLO, A. e MBILA, M.O. Water-stability of aggregates of some tropical soils treated with humic substances. *Pedologie*, vol. 43, p. 269-284, 1993.
- McBRIDE, M.B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective? *Journal of Environmental Quality*, v.24, p.5-18, 1995.
- McLAREN, R.G.; CRAWFORD, D.V. Studies on soil copper. I. The fractionation of Cu in soils. *Journal of Soil Science*, v.24, p.172-181, 1973.
- MELICH, A. Mehlich-3 soil test extractant. A modification of Mehlich-2 extractant. *Communicatytions in Soil science and plant analysis*, v.15, n.12, p.1409-1416, 1984.
- MELO, W. J. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um latossolo cultivado com cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 18, p. 449-455, 1994.
- MORAES, S.P. Utilização do composto de lixo em solo agrícola. Porto Alegre, Faculdade de Agronomia, UFRGS. Dissertação de mestrado, 1990. 104p.
- MOREL, J.L.; GUCKERT, A.; SEDOGO, M. Effets de l'épandage des boues résiduares urbaines sur l'état physique du sol. *Bull. ENSAIA*, v.20, p.13 - 19, 1978.
- MORENO, J. L., GARCIA, C., LANDI, L., FALCHINI, L., PIETRAMELLARA, G., NANNIPIERI, P. The ecological dose value (ed50) for assessing Cd toxicity on ATP content and dehydrogenase and urease activities of soil. *Soil Biol. Biochem.* vol. 33, p. 483-489, 2001.
- NOVOTNY, E.H.; MARTIN-NETO, L. Propriedades coloidais da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.) Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Gênese, 1999. cap.4, p.42-67.
- Oades, JM 1984 Soil organic matter and structural stability: Mechanisms and implications for management. *Plant and Soil*. vol. 76, no. 1-3.
- ODUM, E.P. Ecologia. Editora Guanabara Koogan S.A., Rio de Janeiro, 1988.
- OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.A.; MARCIANO, C. R.; MORAES, S.O. Lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana de açúcar. *Scientia Agricola*, v.58, p.171-180, 2001.
- OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ROSSETTO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um latossolo amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 505-519, 2002.

- PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.F. Methods of soil analysis. 2.ed. Madison: ASA; SSSA, 1982. 1159p.
- PARKER, C. F. and SOMMERS, L. E. Mineralization of nitrogen in sewage sludges. *Journal of Environmental Quality*, v. 12, n. 1, p. 150-156, 1983.
- PONTES, W. L. 2002. Mineralização de um bio sólido industrial no solo e efeito desse na biomassa e atividade microbiana. M.Sc. Dissertation. Universidade Federal de Lavras, Lavras, Brasil, 73 pp.
- QUEIROZ NETO, J.P.; GROHMANN, F.; OLIVEIRA, J.B. Características analíticas dos agregados dos solos Terra Roxa (Latossolo Roxo) e Massapé (Podzólico Vermelho Amarelo Orto). *Bragantia*, vol. 25, p. 457-476, 1966.
- RODRIGUES, R. R. & GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. Rodrigues, R. R. & Leitão Filho, H. (Eds.). Editora da Universidade de São Paulo., 2001.
- ROS, C. O. Lodo de esgoto: efeito imediato no milheto e residual na associação aveia-ervilhaca. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 17, n. 2, p. 257-261, 1993.
- ROWELL, D. M.; PRESCOTT, C. E.; PRESTON, C. M. Decomposition and nitrogen mineralization from biosolids and other organic materials: relationship with initial chemistry. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 30, n. 4, p. 1401-1410, 2001.
- RYAN, J. A. ; KEENEY, D. R. ; WALSH, L. M. Nitrogen transformations and availability of an anaerobically digested sewage sludge in soil. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 2, n. 4, p. 489-492, 1973.
- STEVENSON, F.J. Humus chemistry: genesis, composition, reaction. New York: John Wiley, 1982. 496p.
- STEVENSON, F.J.; ARDAKANI, M.S. Organic matter reactions involving micronutrients in soil. In: MORTVEDT, J.J.; GIORDANO, P.M.; LINDSAY, W.L. (Ed.). *Micronutrients in agriculture*. Madison: Soil Science Society of America, 1979.
- TESTER, C. F.; SIKORA, L. J. ; TAYLOR, J. M. ; PARR, J. F. Decomposition of sewage sludge compost in soil. I - Carbon and nitrogen transformations. *Journal of Environmental Quality*, Madison. vol. 6, p. 459-463, 1977.
- Tisdall, J.M. & Oades, J.M. 1982 Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.*, 33:141-163, London.
- TSUTYA, M.T. Alternativas de disposição final de bio sólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O.A. (Eds.). *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna-SP, p. 69-105, 2000.
- TSUTIYA, M.T. Alternativas de disposição final de bio sólidos. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. (ed.) *Bio sólidos na Agricultura*. São Paulo. SABESP, 2001. 468p.
- VANCE E. D., BROOKES P. C., JENKINSON D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* vol. 19, p. 703-707, 1987.
- WARDLE, D.A., GHANI, A. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO₂) as a indicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biol. Biochem.* vol. 27, p. 1601-1610, 1995.
- WEI, Q.F.; LOWERY, B.; PETERSON, A.E. Effect of sludge application on physical properties of a silty clay loam soil. *Journal of Environmental Quality*, v.14, p.178 - 180, 1985.
- Youker, R.E. & McGuiness, J.L. A short method of obtaining mean weight-diameter values of aggregates analysis of soils. *Soil Sci.* vol. 83, p 291, 1956.